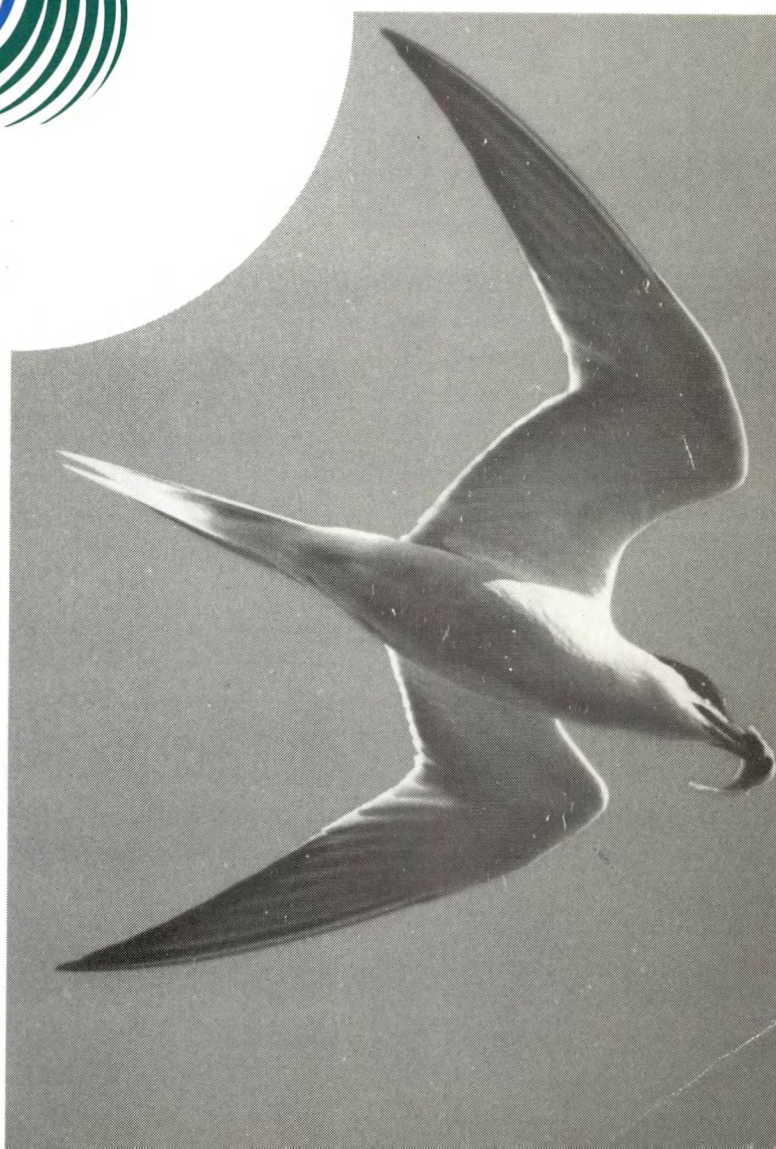


Ecologisch profiel van de visdief (*Sterna hirundo*)

E.W.M. Stienen
A. Brenninkmeijer

ibn-dlo



VLIZ (vzw)
VLAAMS INSTITUUT VOOR DE ZEE
FLANDERS MARINE INSTITUTE
Oostende - Belgium

Ecologisch profiel van de visdief (*Sterna hirundo*)

E.W.M. Stienen & A. Brenninkmeijer

RIN-rapport 92/18

DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek

Arnhem

1992

Project: ECOLMOD*POP

Contractnummer: DG 315.

Projectbegeleiding: J.H.M. Schobben & P.L. Meininger (Dienst Getijdewateren, DGW, van Rijkswaterstaat).

Hoofdstuk 2 is tot stand gekomen in samenwerking met P.L. Meininger (DGW, Middelburg), A.J. van Dijk en N.D. Kwint (Samenwerkende Organisaties Vogelonderzoek Nederland, SOVON).

Dit rapport is tot stand gekomen in opdracht van DGW van Rijkswaterstaat.

foto: J. van de Kam.

INHOUD

| | |
|-----------------------------------|-----------|
| VOORWOORD | 9 |
| | |
| 1 INLEIDING | 10 |
| 1.1 Algemeen | 10 |
| 1.2 Verspreidingsgebied | 11 |
| 1.3 Verspreiding in Europa | 12 |
| 1.4 Verspreiding in Nederland | 13 |
| | |
| 2 TREND EN AANTALLEN | 15 |
| 2.1 Trend en aantallen in Europa | 15 |
| 2.2 Aantalsverloop in Nederland | 16 |
| | |
| 3 AUTECOLOGIE | 22 |
| 3.1 Broedbiologie | 22 |
| 3.1.1 Broedbiotoop | 22 |
| 3.1.2 Koloniestructuur | 23 |
| 3.1.3 Aankomst in het broedgebied | 23 |
| 3.1.4 Nestplaatstrouw | 23 |
| 3.1.5 Datum van eileg | 24 |
| 3.1.6 Legselgrootte | 24 |
| 3.1.7 Broedduur | 25 |
| 3.1.8 Uitkomstsucces | 25 |

| | |
|--|----|
| 3.1.9 Overleving kuikens | 25 |
| 3.1.10 Broedsucces | 26 |
| 3.2 Abiotische factoren | 27 |
| 3.2.1 Overstroming | 27 |
| 3.2.2 Zandstormen | 27 |
| 3.2.3 Weersomstandigheden | 28 |
| 3.2.4 Getij | 29 |
| 3.2.5 Tijdstip van de dag | 30 |
| 3.3 Biotische factoren | 30 |
| 3.3.1 Vistechniek | 30 |
| 3.3.2 Voedselsamenstelling | 31 |
| 3.3.3 Voedselsamenstelling kuikens | 32 |
| 3.3.4 Energiebehoefte kuikens | 32 |
| 3.3.5 Afstand tot de foerageergebieden | 34 |
| 3.3.6 Voedselhoeveelheden | 34 |
| 3.3.7 Invloed van het gedrag van vissen | 35 |
| 3.3.8 Kleptoparasitisme en predatie | 36 |
| 3.4 Rui | 41 |
| 3.5 Trek en overwintering | 42 |
| 3.5.1 Najaarstrek | 42 |
| 3.5.2 Overwintering | 43 |
| 3.5.3 Voedselsamenstelling in overwinteringsgebieden | 44 |
| 3.5.4 Voorjaarstrek | 44 |
| 3.6 Plaats in de voedselketen | 45 |
| 3.7 Populatiedynamiek | 47 |
| 3.7.1 Populatieopbouw | 47 |

| | |
|--|-----------|
| 3.7.2 Migratie | 47 |
| 3.7.3 Reproductie | 47 |
| 3.7.4 Mortaliteit | 48 |
| 3.7.5 Populatiedynamisch model | 52 |
| | |
| 4 INGREEP-EFFECT RELATIES | 54 |
| 4.1 Antropogene verstoring | 54 |
| 4.2 Geluidhinder | 55 |
| 4.3 Rustverstoring | 56 |
| 4.4 Veranderingen in het landschap | 56 |
| 4.5 Jacht | 57 |
| 4.6 Eierrapen | 58 |
| 4.7 Visserij | 58 |
| 4.8 Eutrofiëring | 59 |
| 4.9 Verontreiniging | 60 |
| 4.9.1 Chloorkoolwaterstoffen, PCB's en zware metalen | 60 |
| 4.9.2 Plastic | 63 |
| 4.9.3 PSP (= paralytic shellfish poisoning) | 64 |
| 4.9.4 Olie | 64 |
| 4.9.5 Plantaardige olie | 65 |
| 4.9.6 Nonylphenol | 65 |
| 4.10 Letale en subletale concentraties | 66 |
| 4.10.1 Dieldrin | 66 |
| 4.10.2 Telodrin | 66 |
| 4.10.3 Endrin | 67 |
| 4.10.4 DDT | 67 |

| | |
|--|----|
| 4.10.5 PCB | 68 |
| 4.10.6 HCB (hexachloorbenzeen) | 69 |
| 4.10.7 Lindaan | 69 |
| 4.10.8 Kwik | 69 |
| 4.10.9 Lood | 70 |
| 4.10.10 Zink | 70 |
| 4.10.11 Nikkel | 71 |
| 4.10.12 Chroom | 71 |
| 4.10.13 Koper | 71 |
| 4.10.14 IJzer | 71 |
| 4.10.15 Magnesium | 71 |
| 4.10.16 Mangaan | 71 |
| 4.10.17 Selenium | 71 |
| 4.10.18 Arseen | 72 |
| 4.10.19 Cadmium | 72 |
| 4.10.20 PCDPE | 72 |
| 4.10.21 Chlordaan en heptachloor | 72 |
| 4.11 Subletale effecten van toxische stoffen | 73 |
| 4.11.1 PCB | 73 |
| 4.11.2 DDE | 73 |
| 4.11.3 Dieldrin | 74 |
| 4.11.4 HCB | 74 |
| 4.11.5 Lood | 74 |

5 LEEMTEN IN DE KENNIS EN AANBEVELINGEN

VOOR VERDER ONDERZOEK 75

LITERATUUR 77

SAMENVATTING 95

SUMMARY 98

Bijlage 101

Tabellen 122

VOORWOORD

In 1991 heeft de Dienst Getijdewateren (DGW) van Rijkswaterstaat aan het DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Arnhem, de opdracht gegeven een ecologisch profiel van de visdief samen te stellen. Sinds de Derde Nota Waterhuishouding zijn 30 soorten van verschillende trofieniveau's gekozen als 'amoebe'-soort. Een 'amoebe'-soort dient een indicatorsoort te zijn voor de toestand van het watermilieu. Om een beter inzicht te krijgen in de betekenis van de huidige populatiegrootte van de verschillende 'amoebe'-soorten wordt de huidige toestand vergeleken met de populatiegrootte in een periode waarin menselijke invloeden nog relatief gering waren. Als referentiejaar is 1930 gekozen. Het ligt in de bedoeling om voor iedere 'amoebe'-soort een populatiedynamisch model te maken dat het aantalsverloop van 1930 tot heden zo goed mogelijk verklaart en dat de populatiegrootte in de toekomst bij een bepaald gebruik van het watersysteem voorspelt. De visdief is een van de soorten waarvoor zo'n model wordt ontwikkeld, waarbij de visdief als een indicatorsoort voor kustwateren en estuariene gebieden, met name de Waddenzee en het Deltagebied, wordt beschouwd.

Voor de samenstelling van dit model waren allereerst gegevens nodig over het aantalsverloop van de visdief langs de Nederlandse kust vanaf het begin van deze eeuw tot nu. De gevonden aantallen zijn voorlopig en kunnen hier en daar nog aangepast of aangevuld worden. In nauwe samenwerking tussen DGW, SOVON en IBN-DLO is het aantalsverloop van de visdief langs de Nederlandse kust gereconstrueerd. Verder heeft het IBN-DLO begeleid door DGW de algemeen ecologische gegevens en gegevens over ingreep-effectrelaties verzameld en gedocumenteerd om een beter inzicht te krijgen in de algemene behoeften van deze soort en de effecten van menselijk ingrijpen op de populatiegrootte. Om een beter inzicht te krijgen in de populatiedynamica van de soort, met name immigratie, emigratie en mortaliteit, zijn door het IBN-DLO de ringgegevens bij de Nederlandse Ringcentrale, Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek, Heteren, opgevraagd en bewerkt.

Het ecologisch profiel laat zien dat de visdief de laatste jaren in vergelijking met de jaren dertig en vijftig slechts in geringe aantallen langs de Nederlandse kust voorkomt. De oorzaken van deze kleine aantallen zijn echter niet direct aan te wijzen. Verontreiniging van het milieu met xenobiotische stoffen kan grote gevolgen hebben voor de soort, maar lijkt tegenwoordig van weinig belang. Mogelijke oorzaken zouden kunnen zijn een tekort aan voedsel, hetzij door een verminderd voedselaanbod dan wel door een verminderde vangkans, en het doden van sterns in de overwinteringsgebieden. Er zal echter nog verder onderzoek gedaan moeten worden om met zekerheid de oorzaken van de kleine aantallen vast te stellen.

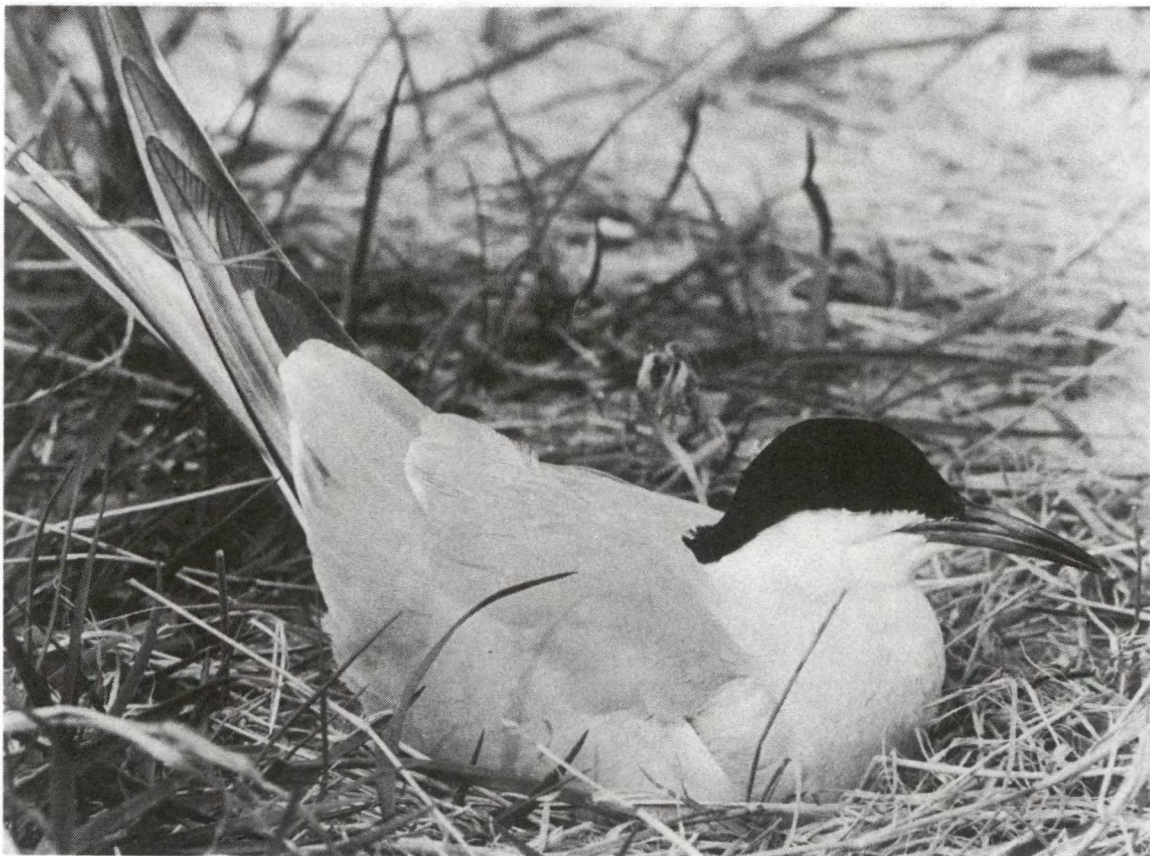
dr. J. Veen

hoofd afdeling Dierecologie

1 INLEIDING

1.1 Algemeen

De visdief (*Sterna hirundo*) is de meest algemene sternesoort die in ons land voorkomt. Hij is gemakkelijk te verwarren met de noordse en Dougalls stern (*Sterna paradisaea* en *Sterna dougallii*). De visdief is een slanke witte vogel met een zwarte kruin, donkere vleugelpunten, rode poten en een oranje-rode snavel met zwarte punt. De bovenzijde van de vleugels en de rug zijn lichtgrijs. Vooral de snavel onderscheidt hem van de noordse (bloedrode snavel) en Dougalls stern (bijna geheel zwarte snavel). Wanneer de visdief op de grond zit, rijken de staartveren niet voorbij de vleugelpunten, in tegenstelling tot de noordse en Dougalls stern, waarbij de vleugelpunten respectievelijk iets voorbij en ver buiten de staartveren steken (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982, Cramp 1985) (fig. 1).



Figuur 1. De visdief (foto J. van de Kam).

1.2 Verspreidingsgebied

De noordgrens van het verspreidingsgebied van de visdief reikt tot aan de juli-isotherm van 10° C. De visdief vermijdt zeewater met ijsvorming. De zuidgrens overschrijdt de juli-isotherm van 32° C. Het verspreidingsgebied omvat de boreale, gematigde, mediterrane, steppe- en woestijnklimaten, alsmede de toendra's en tropische regenwouden (Voous 1960, Cramp 1985) (fig. 2).

Het broedgebied van de visdief is een van de meest uitgestrekte van alle sternesoorten. In het noorden ligt de verspreidingsgrens rond de poolcirkel (ca. 70° NB) en naar het zuiden strekt het broedgebied zich uit tot rond de kreeftskeerkring (ca. 23° NB). De meest zuidelijke kolonies bevinden zich in Afrika (Nigeria, ca. 5° NB) en het Caraïbische gebied (Antillen, ca. 12° NB). De visdief broedt zowel in kustgebieden als rond zoete binnenwateren (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982, Cramp 1985). De wereldpopulatie wordt geschat op 250 000-500 000 broedparen, hetgeen echter slechts een grove indicatie is van de stand, omdat over een groot gedeelte van het verspreidingsgebied niets bekend is over de populatiegrootte (Lloyd *et al.* 1991).

Er worden vier tot vijf ondersoorten van de visdief onderscheiden, namelijk:

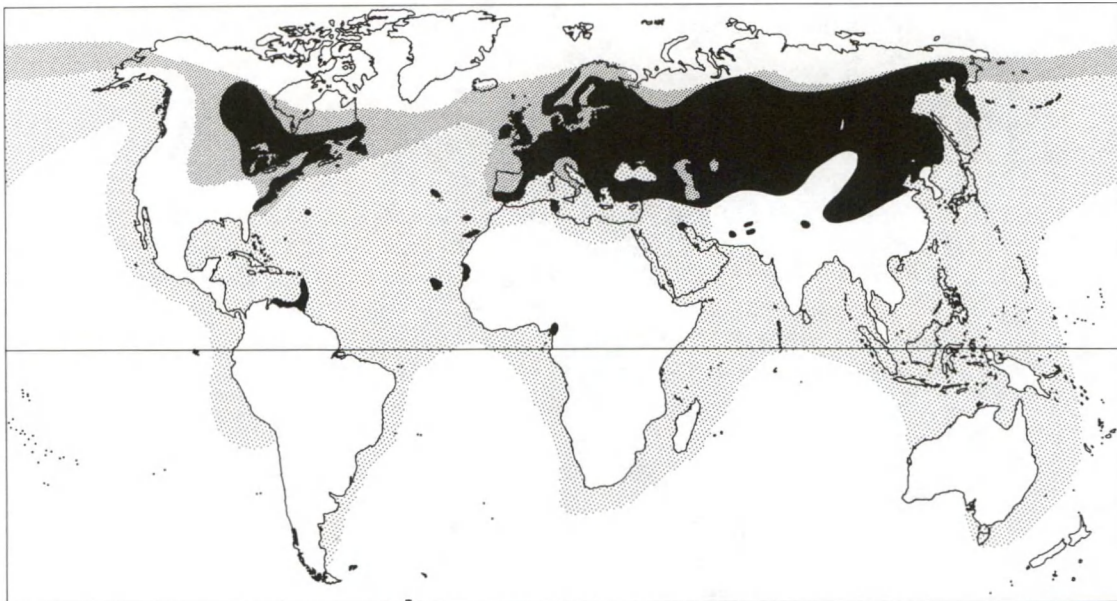
(1) *Sterna hirundo hirundo* Broedt van het oosten en midden van Noord-Amerika via Florida, Bermuda, de Bahama's en de Maagdeneilanden tot de Antillen boven Venezuela. Ook broedt hij op de Azoren en Madeira, aan de Afrikaanse kusten van Tunesië, Mauretanië, Senegal, Nigeria en in vrijwel geheel Europa tot aan het Midden-Oosten en in West-Siberië (Harrison 1985).

(2) *Sterna hirundo tibetana* Broedt in Kashmir, Tibet, Mongolië en China (Harrison 1985).

(3) *Sterna hirundo longipennis* Broedt in Noordoost-Azië (Harrison 1985).

(4) *Sterna hirundo minussensis* Is een overgangsvorm, welke broedt in Noord-Mongolië (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982).

(5) *Sterna hirundo turkestanica* Broedt in Kazachstan en werd een tijdlang als een aparte ondersoort gezien, maar wordt tegenwoordig ingedeeld bij *Sterna hirundo minussensis* (Il'icev & Zubakin 1990).



Figuur 2. Het verspreidingsgebied van de visdief (zwart = broedgebied; donker grijs = broed- en overzomeringsgebied; licht grijs = doortrekgebied, Harrisson 1985).

1.3 Verspreiding in Europa

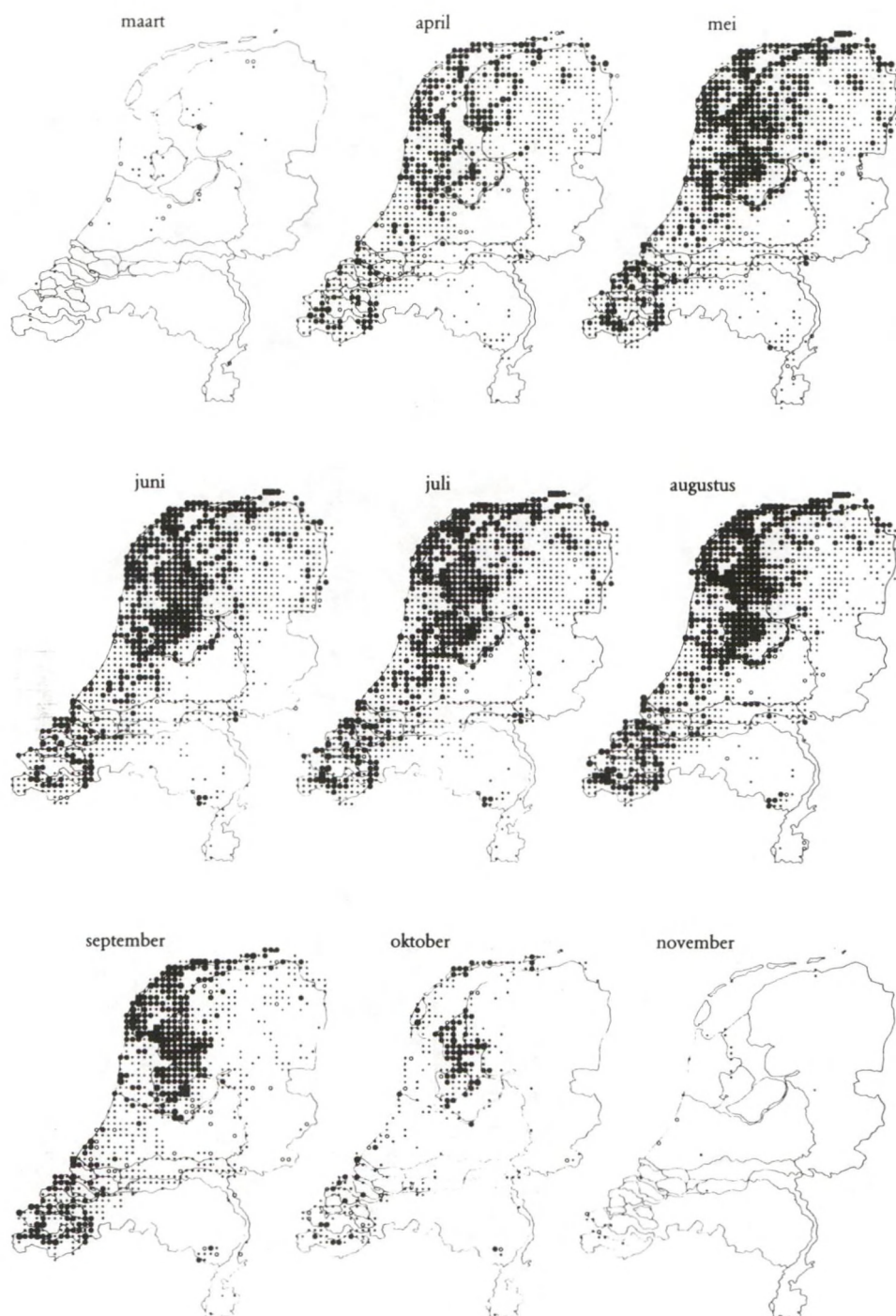
In Europa komen broedkolonies van de visdief voor langs vrijwel de gehele kust van de Oostzee, de Noordzee, de Atlantische Oceaan en op enkele plaatsen langs de kust van de Middellandse Zee. Verder in het binnenland van de meeste Europese landen, waarvan de populaties langs de Loire en de Allier (Frankrijk) het grootste aandeel vormen. Verder zijn er nog enkele belangrijke lokale broedplaatsen in het binnenland aan de Durance (Zuid-Frankrijk), de oevers van het Meer van Genève (Zwitserland en Italië), langs de Doubs (midden-oosten van Frankrijk), op de eilanden van de Midden-Rijn (Duitsland) en waar de Yonne in de Seine uitkomt (Noord-Frankrijk) (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982, Cramp 1985) (fig. 3).



Figuur 3. Verspreiding van de visdief als broedvogel in Europa (zwart = broedgebied; grijs = overwinterings- en doortrekgebied, Cramp 1985).

1.4 Verspreiding in Nederland

Visdieven worden in Nederland vooral gezien van begin april tot en met oktober (fig. 4). Waarnemingen in maart of november zijn niet ongevoel, maar echte winterwaarnemingen wel. De waarnemingen in maart zijn betrekkelijk willekeurig verspreid over het land. De doortrek vindt vooral plaats langs de kust, met een hoogtepunt rond eind april en begin mei. De kaart van juni geeft een goed beeld van de verspreiding van de broedkolonies (SOVON 1987). De visdief broedt in Nederland langs vrijwel de gehele kustzone van de Noordzee, in het Waddengebied, langs het IJsselmeer en in enkele kleine kolonies verspreid over het binnenland. De meeste visdieven broeden tegenwoordig in het Deltagebied en het Waddengebied. De belangrijkste kolonie in Nederland is de kolonie op Griend (Waddenzee). In het Deltagebied zijn de kolonies in Euro-poort, op de Hooge Platen, in het Land van Saeftinghe en op de Slijkplaat tegenwoordig het belangrijkste. Ook de kolonies in de Workumerwaard en in het Nieuwe Meer bij Amsterdam zijn relatief grote kolonies.



Figuur 4. Verspreiding van de broedkolonies van de visdief in Nederland (SOVON 1987).

2 TREND EN AANTALLEN

2.1 Trend en aantallen in Europa

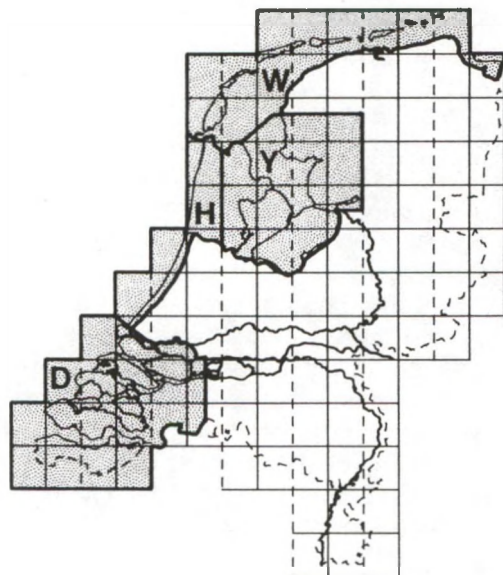
Van een aantal landen zijn over een langere reeks van jaren gegevens over het aantalsverloop bekend. De Britse en Ierse populatie nam in het begin van de twintigste eeuw toe onder invloed van enkele beschermende maatregelen. De populatie bereikte een piek in de jaren dertig, waarna het aantal weer afnam (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982, Cramp 1985). In Engeland broedden in de periode 1985-1987 ongeveer 12 900 paren, waarvan 900 in het binnenland. De populatie is ongeveer stabiel sinds 1969 (Lloyd *et al.* 1991). In Ierland broeden ongeveer 3100 paren, waarvan 400 in het binnenland, en is sprake van een afname sinds 1969 (Lloyd *et al.* 1991). De Franse broedpopulatie is afgenomen in de twintigste eeuw (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982, Cramp 1985). Langs de Atlantische kust van Spanje broeden minstens 100 paren in moerassen in Andalusië (Barcena *et al.* 1984). Het aantal van 11 000 paren voor Spanje genoemd door Thomas (1982) en herhaald door James (1984) is waarschijnlijk onjuist. In België is de visdief pas sinds 1960 een jaarlijkse broedvogel, toen een kolonie ontstond in het Zwin. In 1962 broedden hier reeds 300 paren en de laatste jaren varieert het aantal tussen 290 en 375 paren (Dewulf & Geers 1989). In de voorhaven van Zeebrugge broedden in 1987 op een nieuw ontstaan gebied (opgespoten terrein) 30 paren, in 1988 80 paren en in 1990 650 paren (Orbie 1991). Enkele kleinere vestigingen in het binnenland herbergen maximaal enkele tientallen paren (Devillers 1988). De Westduitse populatie is zowel in het binnenland als langs de kust afgenomen tot ongeveer 6000 paren in de jaren zeventig. De belangrijkste kolonies in West-Duitsland zijn de kolonies op Wangerooge en Neuwerk (Waddenzee) met respectievelijk 1200 en 1700 paren in 1979 (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982). Langs de Duitse Noordzeekust broedden in 1982 4850, in 1984 6000 en in 1988 8029 visdiefparen (De Vries 1990). De Oostduitse populatie bestond in de jaren zeventig uit ongeveer 14 000 tot 15 000 paren (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982). Langs de Oostzeekust in Mecklenburg broeden 1400-1500 paren. De Deense broedpopulatie is afgenomen (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982, Cramp 1985). De Zweedse broedpopulatie bestond volgens Ulfstrand & Högstedt (1976) uit 40 000 paren, waarvan de helft in het binnenland was gevestigd. Volgens Evans (1984) bestaat de Zweedse broedpopulatie uit 22 000 paren. De broedpopulatie in Finland bestond volgens Merikallio (1958) destijds uit ongeveer 6000 paren. In de jaren zeventig en tachtig vertoonden de aantallen langs de Finse kust in het algemeen een afnemende trend (Hilden 1990). De Poolse populatie is in sommige gebieden toegenomen. In Polen broeden ongeveer 4000 paren, vooral in het binnenland, met ongeveer 2000 paren langs de middenloop van de Wisla (Tomialojc 1990). De Tsjechoslowaakse populatie is op de meeste plaatsen afgenomen. De Zwitserse populatie is enorm gedaald sinds het begin van de twintigste eeuw tot ongeveer 50 paren in het begin van de jaren vijftig. Door de aanleg van kunstmatige broedgelegenheden is de populatie daarna weer enigszins gestegen tot ongeveer 200 paren in de jaren tachtig (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982, Cramp 1985, Bruderer & Schmid 1988). In Letland

broedden in de periode 1980-1984 naar schatting 1500-2000 paren, waarvan het grootste deel in het binnenland langs meren en rivieren en slechts 3% langs de kust (Viksne 1989). In de voormalige Sowjet-Unie (met uitzondering van de Baltische staten) broeden enkele honderdduizenden paren, waarvan 18 600 paren in Wit-Rusland, 200 paren nabij Moskou, minstens 25 000-30 000 paren langs de kusten van Zwarte Zee en Zee van Azov, en minstens 40 000 paren langs de Kaspische Zee. In het binnenland is de soort sinds de vorige eeuw aanzienlijk in aantal afgenomen (Il'icev & Zubakin 1990).

Tabel 1 geeft het aantal broedparen in Europa weer in de periode 1970-1987. Uit deze tabel blijkt dat de totale Europese populatie in die periode uit ongeveer 150 000 broedparen bestond, waarvan bijna 7% in Nederland broedde.

2.2 Aantalsverloop in Nederland

Het gereconstrueerde verloop van het aantal broedparen van de visdief in Nederland in de twintigste eeuw is tot stand gekomen door inter- en extrapolatie van de uit de literatuur bekende gegevens (bijgedragen door SOVON). Voor ontbrekende jaren zijn op grond van de dichtstbijzijnde jaren waarvan wel literatuurgegevens voorhanden waren alsmede op grond van de trend in de voorafgaande en volgende jaren voor zover mogelijk fictieve waarden ingevuld (een en ander in nauwe samenwerking tussen SOVON, DGW en IBN-DLO). Hierbij is tevens rekening gehouden met de trend in andere kolonies (bijlage 1). Bij de verwerking van de gegevens zijn de kolonies ingedeeld in regio's, met name het Deltagebied, Waddengebied, IJsselmeergebied en de vastelandskust van Noord- en Zuid-Holland (fig. 5).



Figuur 5. Indeling van de Nederlandse kust in verschillende regio's; W = Waddengebied, Y = IJsselmeergebied, H = vastelandskust Noord- en Zuid-Holland, D = Deltagebied (bijlage 1).

Opgemerkt wordt dat alleen de langs de kust broedende visdieven zijn meegenomen in dit overzicht. Het werkelijk totaal voor heel Nederland ligt dus iets hoger (enkele honderden paren) dan in de figuren vermeld.

In het begin van deze eeuw broedde de visdief in relatief grote aantallen langs de Nederlandse kust (meer dan 30 000 paren). Duidelijk is de reductie in het aantal paren tussen 1905 en 1910 te zien, veroorzaakt door het massaal schieten van adulte visdieven bestemd voor dameshoeden, en het rapen van eieren (Braaksma 1958, Rooth & Mörzer Bruijns 1959, Spaans & Swennen 1968, Dijkse & Dijkse 1977). Na 1910 herstelde de soort zich weer langzaam, mede door het opnemen van de soort in de wet als volledig beschermde diersoort (Braaksma 1958). In 1930 bestond de Nederlandse kustpopulatie uit ongeveer 26 000 paren (fig. 6) (voor de 'exacte' getallen zie bijlage 1). De broedkolonies bevonden zich in 1930 voornamelijk in het Deltagebied en in het Waddengebied. Sinds 1930 zijn er voldoende kwantitatieve gegevens bekend uit ons land om met redelijke betrouwbaarheid een reconstructie van het aantalsverloop te maken. Uit de gereconstrueerde gegevens blijkt dat het aantal broedparen van de visdief langs de Nederlandse kust in de periode 1930 tot aan het begin van de Tweede Wereldoorlog enorm is toegenomen. In 1939 broedden er iets meer dan 45 000 paren langs onze kust. Tijdens de Tweede Wereldoorlog is het aantal weer gedaald tot ongeveer 17 200 paren in 1945. Deze afname werd veroorzaakt door het schieten van adulte visdieven, het rapen van eieren en andere verstoringen tijdens de bezetting (Braaksma 1958). Na 1945 heeft de populatie zich weer hersteld tot meer dan 30 000 paren in 1948. Aan het einde van de jaren vijftig is de soort enorm achteruitgegaan en bereikte een dieptepunt in 1965, toen in Nederland nog slechts ongeveer 5000 paren broedden. Deze achteruitgang vond voornamelijk plaats in de kustgebieden en werd veroorzaakt door een vergiftiging met gechlloreerde koolwaterstoffen afkomstig van een fabriek in de Nieuwe Waterweg (Koeman 1971, 1975). Na dit dieptepunt heeft de broedpopulatie van de visdief in Nederland zich enigszins hersteld tot ongeveer 10 000 paren in de laatste twintig jaar. In 1983 broedden er iets meer dan 13 000 paren en in 1990 bijna 12 000. Het niveau van vóór de vergiftigingsperiode is echter nog lang niet bereikt. Tegenwoordig broeden nog steeds de meeste visdieven in het Deltagebied (meer dan 40% van de totale Nederlandse kustpopulatie in 1990) en het Waddengebied (bijna 37% van de Nederlandse kustpopulatie in 1990). Bij de keuze van het referentiejaar kan in plaats van 1930 beter 1937 gekozen worden, toen in ons land meer dan 46 000 paren broedden.

Aangezien uit het begin van deze eeuw slechts van een beperkt aantal kolonies in het Deltagebied kwantitatieve waarden bekend zijn, is een goede reconstructie van het aantalsverloop in dit gebied niet mogelijk. Het gereconstrueerde aantalsverloop geeft daarom aan het begin van deze eeuw een verkeerd beeld (fig. 7). Vooral in de eerste jaren van de twintigste eeuw lagen de aantallen waarschijnlijk veel hoger dan in de figuur is aangegeven. Het is zeer waarschijnlijk dat het aantalsverloop van de visdief in het Deltagebied in het begin van deze eeuw in grote lijnen overeenkwam met dat in het Waddengebied (fig. 8). Rond 1930 waren de kolonies op De Beer (Rozenburg) en de Scheelhoek (Haringvliet) de belangrijkste broedkolonies. De kolonie op De Beer bestond in 1930 uit 17 500 paren, de kolonie op de Scheelhoek uit 50 paren. Deze laatste kolonie bestond in 1931 en ook enkele jaren daarna echter uit 3000 paren. In het totale Deltagebied broedden in 1930 17 560 visdiefparen, meer dan 67%

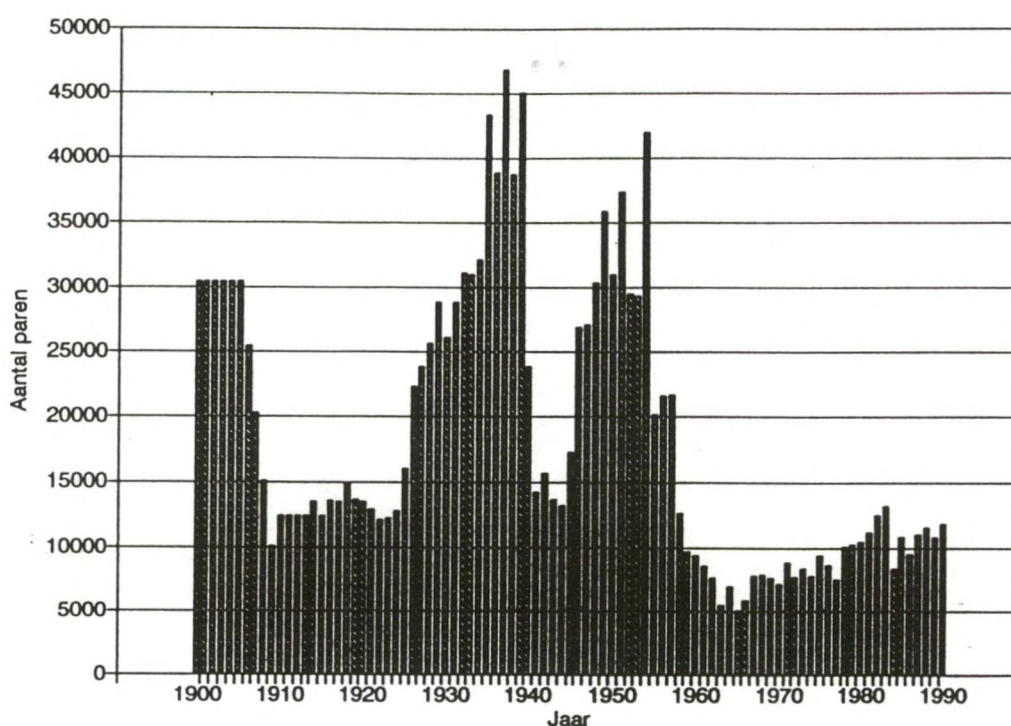
van de toenmalige Nederlandse kustpopulatie. Waarschijnlijk broedden er in 1930 in het totale Deltagebied echter meer visdieven dan in de figuur is weergegeven, namelijk ongeveer 24 000 paren (Beijersbergen & Meininger 1980). Het aantal broedparen in het Deltagebied steeg na 1930 tot 26 000 in 1937 (fig. 7). Het beeld van het Deltagebied na 1930 komt in grote lijnen overeen met het beeld van Nederland (fig. 6). Duidelijk zijn de invloeden van de oorlog en de vergiftiging te zien. In tegenstelling tot het beeld voor het gehele land is het aantal broedparen in het Deltagebied na de vergiftigingsperiode in het begin van de jaren zestig wel geleidelijk toegenomen. Maar ook hier is het peil van de jaren dertig of vijftig nog lang niet bereikt. In 1990 broedden in het totale Deltagebied 4819 paren. Van alle vier genoemde regio's (fig. 5) herbergde het Deltagebied vanaf 1986 tot 1990 de meeste broedparen (tot bijna 47% van de totale Nederlandse kustpopulatie in 1989). Vooral de kolonies in de Europoort (603 paren in 1990, bijna 13% van de totale Deltapopulatie), op de Hooge Platen (900 paren in 1990, bijna 19% van de totale Deltapopulatie), in het Land van Saeftinghe (432 paren in 1990, bijna 9% van de totale Deltapopulatie) en op de Slijkplaat (603 paren in 1990, bijna 13% van de totale Deltapopulatie) zijn tegenwoordig belangrijk.

Ook voor het Waddengebied geldt dat aan de reconstructie van de eerste dertig jaren van de twintigste eeuw nogal wat haken en ogen zitten. Het is in ieder geval duidelijk dat de visdief in de eerste jaren van deze eeuw in het Waddengebied in relatief grote aantallen voorkwam. De populatie nam echter snel af tot een dieptepunt in 1909. Het is zeer waarschijnlijk dat er in 1909 in werkelijkheid meer visdieven hebben gebroed dan in de figuur is aangegeven. Nadat de visdief is opgenomen in de wet als volledig beschermde vogel, is het aantal weer langzaam toegenomen (Braaksma 1958, Teixeira 1979) (fig. 8). Rond 1930 was de kolonie op Griend de belangrijkste. In 1930 broedden hier ongeveer 7000 paren, meer dan 86% van de toenmalige Waddenzeepopulatie en bijna 27% van de Nederlandse kustpopulatie. In het totale Waddengebied broedden in 1930 ongeveer 8100 paren (fig. 8). Ook in het Waddengebied komt het beeld vrij goed overeen met het beeld voor totaal Nederland (fig. 6). Hier is echter nog veel minder sprake van een herstel na het dieptepunt in 1968 (iets meer dan 2050 paren). In 1990 broedden in het gehele Waddengebied ongeveer 4400 paren (bijna 37% van de Nederlandse kustpopulatie), hetgeen overigens een van de hoogste waarden betreft sinds 1968. De belangrijkste kolonie in de Waddenzee en overigens ook in Nederland is nog steeds die op Griend. In 1990 broedden hier ongeveer 1800 paren, meer dan 41% van de totale Waddenpopulatie en meer dan 15% van de totale Nederlandse kustpopulatie.

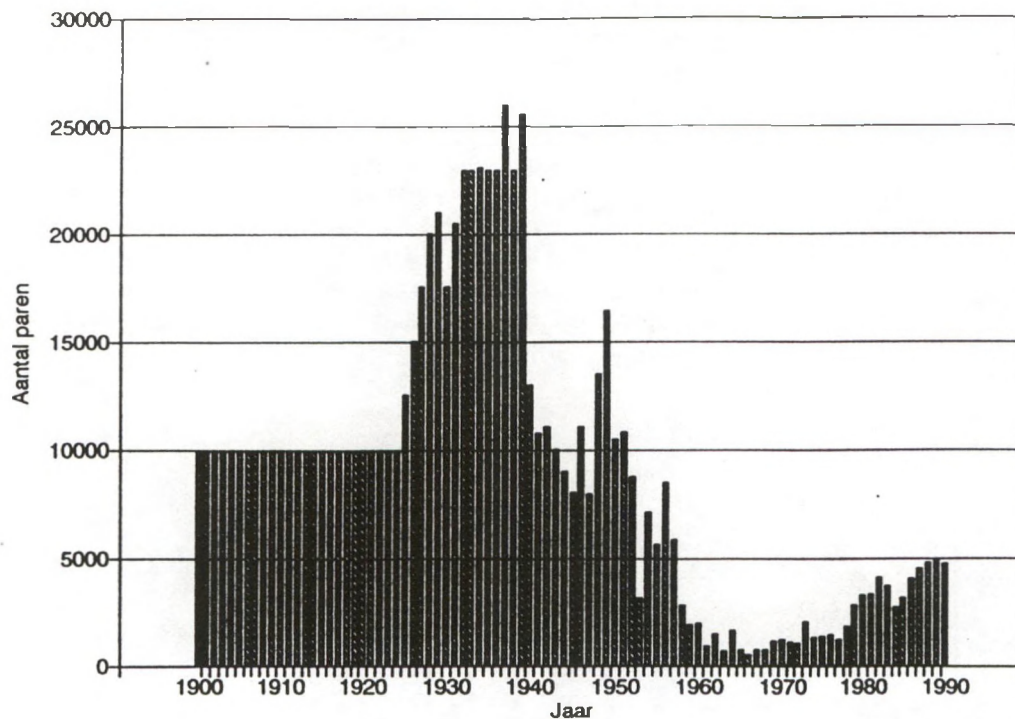
In het IJsselmeergebied vonden rond 1930 de eerste vestigingen van visdieven plaats. In 1930 broedden er 45 paren (15 bij Marken, 5 in de polder IJdoorn, 10 in de Wieringermeer en 15 bij Wijdenes) en in 1931 605 paren (voornamelijk in het oosten van de Wieringermeer) (fig. 9). De IJsselmeerpopulatie is na 1950 enorm in aantal toegenomen. Na een vermindering in het begin van de jaren zestig heeft de soort zich hier vrij goed hersteld. De aantallen schommelen nogal, ten gevolge van inpoldering, het droogvallen van poldergebieden, ontginning, huizenbouw en de aanleg van wegen. In 1990 broedden ongeveer 2590 paren in het IJsselmeergebied, hetgeen bijna 22% van de totale Nederlandse kustpopulatie betreft. Vooral de kolonie in de Workumerwaard (1500 paren in 1990, bijna 60% van de IJsselmeerpopulatie en bijna 13% van de totale

Nederlandse kustpopulatie) is van belang, maar ook de kolonie in het Nieuwe Meer bij Amsterdam (790 paren in 1990, iets meer dan 30% van de totale IJsselmeerpopulatie) is belangrijk.

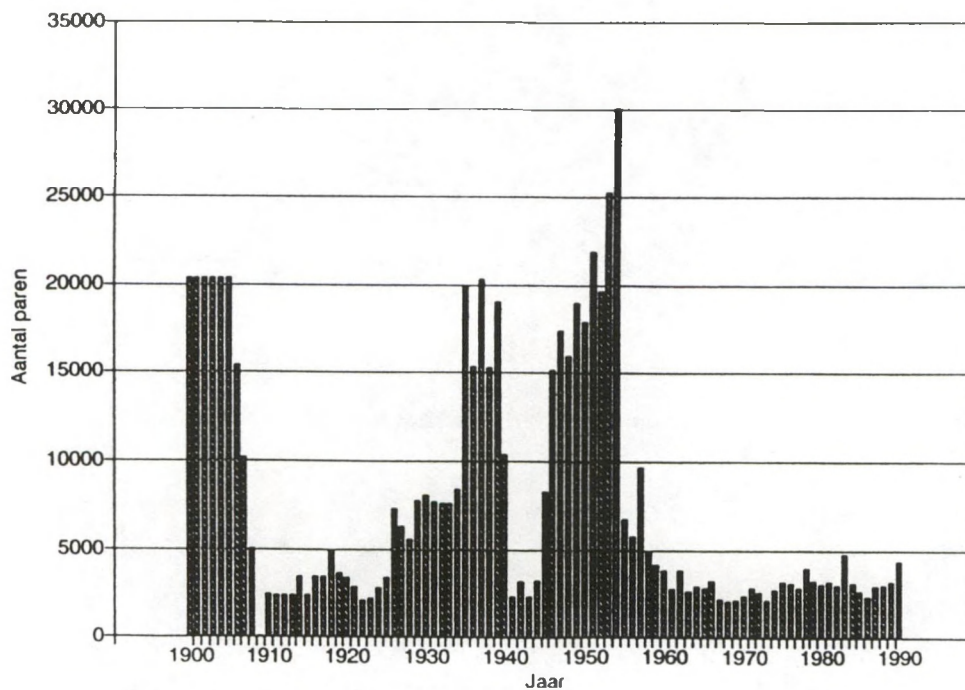
Uit de periode 1900-1930 zijn geen gegevens bekend van broedende visdieven langs de vastelandskust van Noord- en Zuid-Holland. In 1930 broedden er langs de vastelandskust van Noord- en Zuid-Holland ongeveer 400 paren in het Zwanenwater (fig. 10). Na 1930 zijn duidelijk de gevolgen van de vergiftigingsperiode en het daaropvolgende herstel te zien. In de jaren tachtig is de visdief er sterk achteruitgegaan. In 1990 broedden er nog iets meer dan 100 paren verspreid over de kolonies bij Bodeldijk, in de polder Mijzen, in de polder Westzaan en bij de Putten.



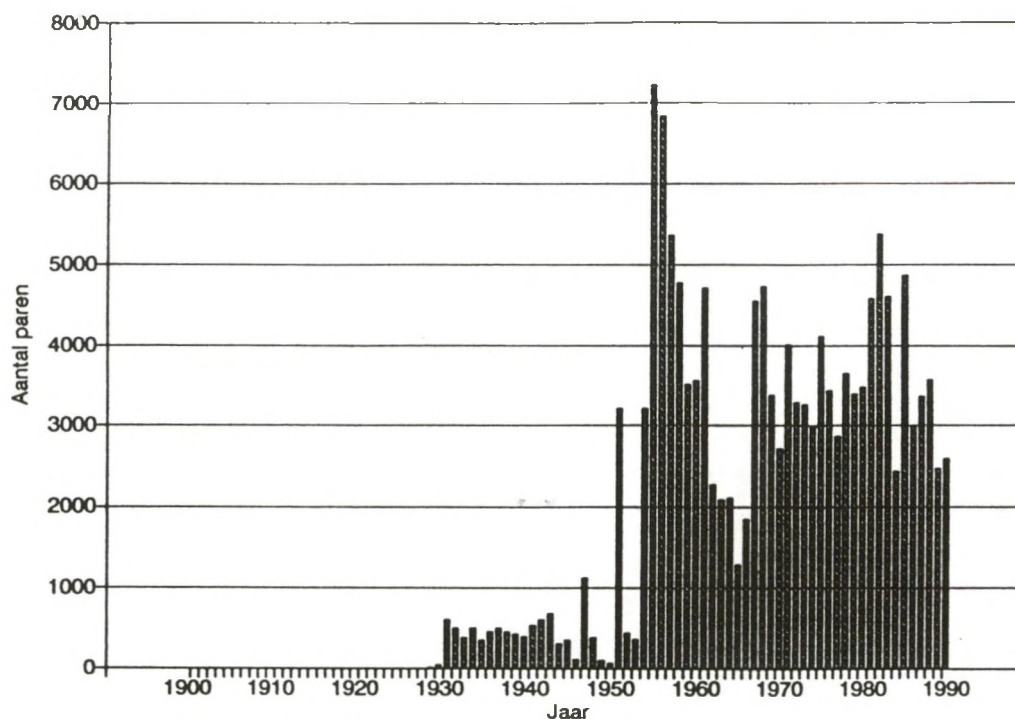
Figuur 6. Gereconstrueerd aantalsverloop (paren) van de visdief als broedvogel in Nederland in de periode 1900-1990 (zie ook bijlage 1).



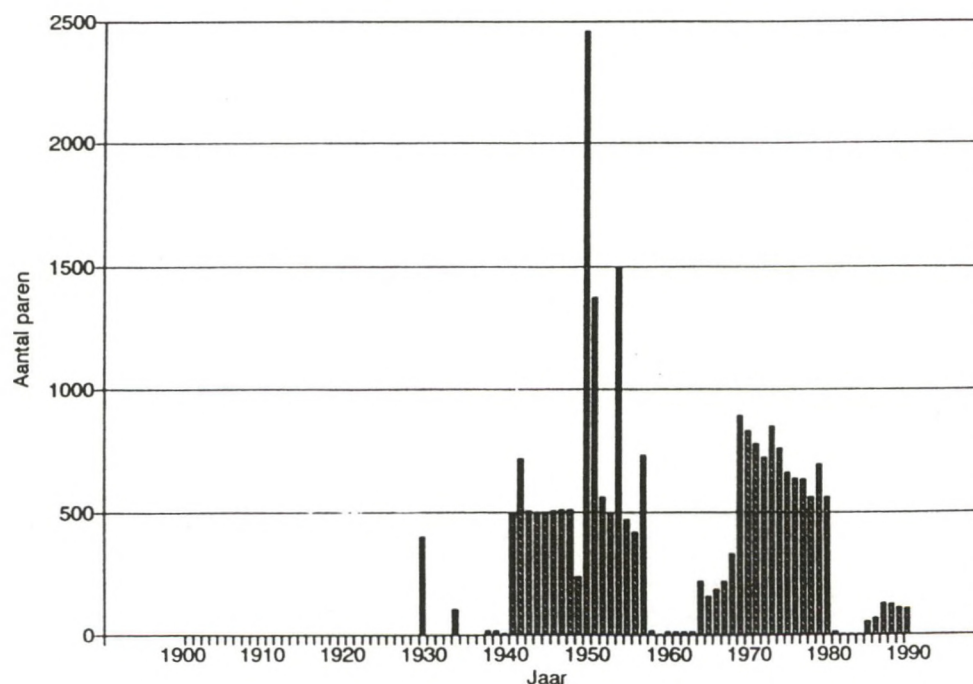
Figuur 7. Gereconstrueerd aantalsverloop (paren) van de visdief als broedvogel in het Deltagebied in de periode 1900-1990 (zie ook bijlage 1).



Figuur 8. Gereconstrueerd aantalsverloop (paren) van de visdief als broedvogel in het Waddengebied in de periode 1900-1990 (zie ook bijlage 1).



Figuur 9. Gereconstrueerd aantalsverloop (paren) van de visdief als broedvogel in het IJsselmeergebied 1900-1990 (zie ook bijlage 1).



Figuur 10. Gereconstrueerd aantalsverloop (paren) van de visdief als broedvogel langs de vastelandskust van Noord- en Zuid-Holland in de periode 1900-1990 (zie ook bijlage 1).

3 AUTECOLOGIE

3.1 Broedbiologie

3.1.1 Broedbiotoop

De visdief nestelt bij voorkeur op de grond, tussen gras en lage kruiden, en op zand- en kiezelbodem of schelpenbanken. Ook in grasrijke oevervegetaties van zoetwaterplassen, op kleine, droge, zandige eilandjes in rivieren en meren, op zand en kiezeloevers van stille rivierbochten, in strandweiden, zandduinen, kustmoerassen, alsmede op dicht nabij de kust gelegen eilandjes in zee (Voous 1960, Teixeira 1979) en zelfs op daken van gebouwen (Beijersbergen & Meininger 1980, Bouwmeester & Van Dijk 1991). Het substraat moet gemakkelijk water af kunnen vloeien en bestaat uit gravel, zand- of kiezelbodem, vloedmerken, betonbrokken of ijzerslakken en ook wel uit gras en lage kruiden. Soms broeden de sterns in moerassen, waar ze hun nesten bouwen op muskusrattenburchten en drijvende vegetatiematten (Voous 1960, Courtney & Blokpoel 1983, Cramp 1985). Ook in Saefthinghe (Deltagebied) broeden enkele honderden visdieven op drijvende pakketten veek (dode plantenresten) (P.L. Meininger).

De vegetatie voorziet de visdiefkuikens van een schuilplaats tegen zon, wind, regen en predatoren, en kan bovendien een herkenningspunt zijn voor de ouders (Blokpoel *et al.* 1978, Courtney & Blokpoel 1983). Maar de aanwezigheid van vegetatie kan ook negatief werken, omdat het ook voor predatoren een goede schuilplaats vormt (Lemmetyinen 1971). De nesten bevinden zich vooral op plaatsen waar de plantengroei nog in een vroeg ontwikkelingsstadium verkeert, met een bedekkingspercentage van de bodem van minder dan 50% (geschikte landings- en opvliegplaats en loopplaats in verband met de korte poten) (Boecker 1967, Blokpoel *et al.* 1978, Courtney & Blokpoel 1983). Ook voor individuele herkenning (zien en horen) kan het van belang zijn dat de vegetatie niet te uitbundig wordt. In broedgebieden in graslandachtige vegetaties kan de dichtheid van de vegetatie oplopen tot boven de 50%. Niet alleen het bedekkingspercentage is hierbij van belang, maar ook de hoogte van de vegetatie. Als de hoogte van de planten relatief gering is, worden ook relatief dicht begroeide plaatsen als nestplaats gebruikt. Bij een grote dichtheid wordt juist de lagere vegetatie als broedplek gekozen (Boecker 1967). Een te uitbundige plantengroei en een verdringing van kruidige door houtige soorten kunnen de visdieven uiteindelijk verdrijven (Courtney & Blokpoel 1983). Zelfs wanneer tijdens het broedseizoen de vegetatie te uitbundig wordt, verlaten de ouders de nesten (P.L. Meininger).

3.1.2 Koloniestructuur

De visdief broedt zowel in kleine als in grote kolonies, tot duizenden paren toe (Voous 1960, Teixeira 1979). Een kolonie kan weer onderverdeeld zijn in enkele subkolonies (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982, Cramp 1985).

In grote kolonies broeden de vogels dichter op elkaar dan in kleinere kolonies. De dichtheid is het grootst in het centrum van de kolonie (Burger & Lesser 1978), waar de nesten gemiddeld slechts 0,5-2 m uit elkaar kunnen liggen. In kleinere kolonies liggen de nesten gemiddeld 2-3 m (range 0,4-10 m) uit elkaar. De oudere vogels broeden doorgaans in het centrum van de kolonie, terwijl aan de periferie vooral jonge vogels en immigranten broeden (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982). Bovendien is op geïsoleerde eilanden de onderlinge nestafstand kleiner dan op het vasteland. Op het vasteland is het voor de sterns gunstiger om verder uit elkaar te broeden, omdat de kans dat een nest door landpredatoren wordt gevonden dan niet zo groot is. Op eilanden waar (vrijwel) geen landpredatoren aanwezig zijn, is het juist gunstig om in dichte groepen te broeden, omdat dit een collectieve verdediging tegen luchtpredatoren mogelijk maakt en bovendien de kans op predatie voor een individueel kuiken aanzienlijk verkleint (Lind 1963) (zie ook 3.3.8).

Er wordt vaak gebroed in de buurt van andere sterns en meeuwen (Voous 1960, Teixeira 1979).

3.1.3 Aankomst in het broedgebied

Bij aankomst in het broedgebied wordt er door de visdieven al gebaltst en vindt er al paarvorming plaats. Ze zijn aanvankelijk sterk gebonden aan het water waar ze foerageren. Een week na aankomst beginnen ze de broedplaats te verkennen. Daarop volgen nestelgedrag en copulatie. De baltsactiviteit verdwijnt meteen na het leggen van het eerste ei (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982).

3.1.4 Nestplaatsrouw

Visdieven zijn zeer trouw aan een eenmaal gekozen nestplaats; volgens onderzoek in de USA zit 46,1% binnen 4,6 m van de nestplaats van het voorafgaande jaar, 24,1% tussen de 4,6 en 9,1 m, 11,3% tussen de 9,1 en 18,9 m, 18,1% zoekt een andere nestplaats binnen de kolonie en slechts 0,4% wisselt van broedkolonie (Austin 1949). Marples & Marples (1934) hebben waargenomen dat een paar dezelfde plaats 17 jaar achtereen bezette. Vooral wanneer de visdieven een succesvolle reproductie hebben, hebben ze de neiging om ieder jaar naar dezelfde broedplaats terug te keren. Maar wanneer de omstandigheden veranderen en de reproductie daalt, veranderen ze vaak van broedkolonie (Courtney & Blokpoel 1983). In het Deltagebied is het in het verleden vaak voorgekomen dat de sterns door veranderende omstandigheden gedwongen werden hun oorspronkelijke broedgebied te verlaten (Meininger 1986, 1991) (zie ook 4.4). Daarnaast speelt de leeftijd een rol bij de

nestplaatstrouw. Jonge visdieven geven eerder hun nestplaats op dan oude, meer ervaren vogels (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982).

3.1.5 Datum van eileg

De datum waarop de eieren worden gelegd, is afhankelijk van de breedtegraad, de leeftijd van de vogels en de grootte van de kolonie. Hoe noordelijker de broedplaats is gelegen, hoe later met leggen wordt begonnen (Guldemon & Roog 1982). Oudere, ervaren visdieven komen in het algemeen eerder aan in het broedgebied, bezetten eerder de territoria en leggen eerder hun eieren dan jongere, onervaren vogels (Austin 1947, Hays 1978, Nisbet 1978). In grotere kolonies ligt de piek van eileg eerder in het seizoen dan in kleinere (Burger & Lesser 1979).

De eieren worden met een interval van een tot drie dagen gelegd. De leginterval neemt toe wanneer het voedsel schaars is (Lemmetyinen 1974). Na het leggen van het tweede ei worden de eieren intensief bebroed, waardoor het verschil in uitkomstdatum tussen het eerste en derde ei slechts 2,3-2,8 dagen bedraagt en het verschil tussen de uitkomstdatum van het eerste en tweede ei niet zo groot is als tussen het tweede en derde ei. De intervallen in uitkomstdatum tussen de verschillende kuikens in een nest worden groter naarmate het seizoen vordert (Lemmetyinen 1973a, Nisbet & Cohen 1975).

3.1.6 Legselgrootte

De gemiddelde legselgrootte varieert van ongeveer twee tot drie eieren per nest (Glutz von Blotzheim 1962, Boecker 1967, Lemmetyinen 1974, Guldemon & Roog 1982, Geelhoed 1988, Becker 1991 en Griendverslagen). In New Jersey (USA) varieerde de legselgrootte in verschillende kolonies in de periode 1976-1988 van 1,50 tot 2,90 (Burger & Gochfeld 1991) (tabel 2). In enkele gevallen worden ook wel vier eieren per nest aangetroffen, maar dergelijke legfels zijn waarschijnlijk afkomstig van verschillende vrouwtjes (Geelhoed 1988). Het aantal eieren in een nest wordt mede bepaald door het baltsgedrag van het mannetje. Hoe meer vis het mannetje aanvoert tijdens de paarvormingsperiode, hoe groter het legsel, en hoe zwaarder en vroeger het eerste ei (Nisbet 1977).

Ook de grootte van de kolonie is van invloed op de legselgrootte. Hoe groter de kolonie, hoe groter de legfels (Burger & Lesser 1978). De variatie in legselgrootte wordt mede bepaald door de ouderdom van de vogels. Volgens Hays (1978) leggen zes en zeven jaar oude vogels gemiddeld meer eieren (2,65) dan vijf (2,52), vier (2,32) en drie jaar oude vogels (2,04). Vroege broeders hebben ook gemiddeld grotere legfels dan latere vogels, en ook is het broedresultaat van de vroege broeders beter (Nisbet 1975, Becker 1981). Vaak wordt na een overstroming een vervolglegsel gemaakt (Becker & Anlauf 1988, Veen & Faber 1989). De legselgrootte van deze vervolglegfels is echter kleiner dan de eerste legfels (Burger & Lesser 1978, 1979) en de vervolglegfels hebben meestal een gering broedsucces (Austin 1945, Becker & Anlauf 1988).

Wanneer echter al meer dan 16 dagen is gebroed voordat het nest verloren gaat, zijn vervolglegsels onwaarschijnlijk (Lemmetyinen 1973a). Wanneer het beschikbare voedsel de vraag van de kuikens overtreft, kan in de kuikenfase nog een tweede legsel gevormd worden. In het laatste geval krijgt de partner de vis aangeboden die overblijft. Dit zou de trigger kunnen zijn (courtship feeding) om opnieuw een legsel te vormen. In sommige gevallen is een paar in staat om kuikens uit alle twee de legsels groot te brengen, hetgeen het broedsucces voor zo'n paartje aanzienlijk kan vergroten. Het komt echter maar zeer sporadisch voor dat een paar nog zo'n tweede legsel vormt (Hays 1984).

3.1.7 Broedduur

De broedduur van de eieren bedraagt gemiddeld 23 dagen en varieert van 20 tot 26 dagen (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982). Bij nachtelijke verstoring door predatoren kan de broedperiode echter aanzienlijk verlengd worden, tot 32 dagen (Nisbet 1975). Het broeden gebeurt zowel door het vrouwtje als door het mannetje (Borodulina 1960, Langham 1972, Nisbet 1973), hoewel het vrouwtje volgens Wiggins & Morris (1987) meer broedt dan het mannetje.

3.1.8 Uitkomstsucces

Het uitkomstsucces wordt sterk beïnvloed door de grootte van de predatiedruk en overstromingsfrequentie, maar ook het aantal onbevuchte eieren alsmede dode embryo's en het verlaten van het legsel door de ouders speelt een rol. Verontreinigingen, zoals dieldrin, DDE en PCB's, kunnen het percentage uitgekomen eieren ook aanzienlijk verlagen (zie ook 4.9, 4.10 en 4.11). Zonder predatie en overstroming zou het uitkomstpercentage in de Jade Busen (Duitsland) in 1980-1987 ongeveer 90% van alle eieren hebben bedragen (Becker 1991). Ook wanneer predatie, overstroming en andere oorzaken worden meegenomen, ligt het uitkomstpercentage meestal nog boven de 70% (Langham 1974, Geelhoed 1988, Becker 1991, Griendverslagen).

3.1.9 Overleving kuikens

Na ongeveer 22 tot 28 dagen hebben de kuikens het vliegvlugge stadium bereikt. Daarna worden de jongen nog minstens zes weken door de ouders verzorgd en gevoerd (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982, Cramp 1985). Het aantal kuikens dat het vliegvlugge stadium bereikt, wordt mede bepaald door de voedselomstandigheden (zie 3.3), overstromingen (zie 3.2.1), zandstormen (zie 3.2.2), weersfactoren (zie 3.2.3), predatie (zie 3.3.8), vergiftiging en ziekten (zie 4.9, 4.10 en 4.11). Het broedsucces (het aantal vliegvlugge jongen per nest) kan dan ook van jaar tot jaar en van plaats tot plaats aanzienlijk variëren (tabel 3). De overlevingskans van de jongen neemt af met de legvolgorde (Langham 1972). Het broedsucces is het grootst voor nesten met drie eieren en het kleinst voor één-legsels. Kuikens uit een nest van drie zijn echter gemiddeld lichter bij het bereiken van het vliegvlugge stadium dan kuikens uit

één- of twee-legsels (Langham 1972, 1974), hetgeen de overlevingskans na het uitvliegen zou kunnen beïnvloeden. De grootste kuikenuitval treedt op in de eerste levensdagen, vooral wanneer het verscheidene dagen slecht weer (nat, koud en stormachtig) is. Hoewel de kuikens in de eerste dagen zeer gevoelig zijn voor koude, omdat ze nog niet in staat zijn tot thermoregulatie, lijkt de mortaliteit onder zulke omstandigheden eerder veroorzaakt te worden door voedseltekort dan door onderkoeling (Langham 1972, LeCroy & Collins 1972, Dunn 1973, 1975, Glutz von Blotzheim & Bauer 1982). Volgens Langham (1972) is het onwaarschijnlijk dat onderkoeling de oorzaak is van de hoge mortaliteit in de eerste levensdagen, omdat onder vrijwel alle weersomstandigheden de eerste week na uitkomst bijna altijd één ouder de kuikens bebroedt, terwijl de partner voedsel gaat halen. Ook Klaassen *et al.* (1992a) hebben waargenomen dat tijdens de eerste levensdagen de kuikens tot meer dan 80% van de totale lichtperiode bebroed worden. Vooral in jaren met voedselschaarste en onder slechte foerageercondities (harde wind, zie ook 3.2.3) kan dit leiden tot een voedseltekort voor het jongste kuiken, doordat één ouder niet genoeg voedsel kan aanbrengen om drie kuikens groot te brengen. Slechts in zeer voedselrijke situaties is het mogelijk dat één ouder voldoende voedsel voor alle drie de jongen kan aanbrengen. Na de eerste week kunnen beide ouders voedsel vergaren (Langham 1972). Voor het derde kuiken kan onderkoeling wel de oorzaak zijn van verhoogde mortaliteit, omdat dan vaak beide ouders druk zijn met het aanbrengen van voedsel (LeCroy & Collins 1972) (zie ook 3.2.3). Een volledige scheiding tussen mortaliteit door onderkoeling en voedseltekort is vaak niet te maken, omdat beide oorzaken gelijktijdig kunnen optreden (Veen & Faber 1989).

3.1.10 Broedsucces

Het broedsucces kan van jaar tot jaar enorm verschillen (tabel 3). Opvallend is dat het gemiddelde broedsucces van de twee Nederlandse broedkolonies (Griend en Engelsmanplaat) veel lager ligt dan het gemiddelde van de buitenlandse kolonies. Van Rottumeroog is slechts van één jaar het broedsucces bekend, namelijk 0,19 jongen per paar in 1986 (Nolet 1988). Ook deze waarde ligt veel lager dan de buitenlandse gegevens uit tabel 3. Literatuurgegevens over het broedsucces van buitenlandse populaties uit de periode vóór 1980 geven ook allemaal een hoger broedsucces. Het gemiddelde broedsucces van enkele kolonies in Massachusetts (USA) bedroeg in 1970 1,43 jongen per paar (zes kolonies) en in 1971 1,17 jongen per paar (zeven kolonies) (Nisbet & Drury 1972). Op Kustavi (Finland) bedroeg het broedsucces in de periode 1965-1968 gemiddeld 1,46 jongen per paar (Lemmetyinen 1973a). Het gemiddelde broedsucces van een aantal kolonies in New Jersey (USA) in de jaren 1976-1988 varieerde van 0,07 tot 1,41 vliegvlugge kuikens per paar (Burger & Gochfeld 1991).

3.2 Abiotische factoren

3.2.1 Overstroming

De nesten moeten hoog genoeg liggen om niet weg te spoelen bij hoog water (Veen 1977, Courtney & Blokpoel 1983). Overstroming kan in belangrijke mate het broedsucces van een kolonie bepalen. Op de kwelder van Augustgroden (Duitsland) werd in 1981 en 1983, twee jaren met een zeer laag broedsucces (respectievelijk 0,0 en 0,2 vliegvlug jong per nest) meer dan 50% van alle verliezen veroorzaakt door overstroming. Gemiddeld was dat in zes jaren (1980-1985) voor 31% van alle verliezen het geval (Becker & Anlauf 1988). Ook volgens Burger & Lesser (1978) worden vaak nesten of jongen weggespoeld door hoog water. Maar niet overal zijn hoge waterstanden van doorslaggevende betekenis voor het broedsucces. Op Griend bijvoorbeeld heeft de visdief slechts incidenteel van hoog water te lijden. Het betreft dan steeds slechts een betrekkelijk klein deel van de broedpopulatie (Veen & Faber 1989).

Vaak wordt na een overstroming een vervolglegsel gemaakt (Burger & Lesser 1978, Becker & Anlauf 1988, Veen & Faber 1989) (zie ook 3.1.6). Het komt ook wel voor dat hele kolonies voor de rest van het seizoen worden verdreven, maar meestal komen ze het jaar daarna weer naar hetzelfde gebied terug, maar nemen dan wel een hoger gelegen nestplaats in gebruik (Courtney & Blokpoel 1983, Becker & Anlauf 1988).

Volgens Ellssel (1978) zou er een verband bestaan tussen de stijgende hoogwaterstanden (30 cm stijging tussen 1910 en 1970) en de verlaging van de stand van de sterns langs de Duitse Noordzeekust, maar het feit dat het merendeel van de sterns ver boven de hoogwaterlijn broedt en het gegeven dat andere soorten die gevoelig zijn voor hoog water, zoals bijvoorbeeld de grote stern (*Sterna sandvicensis*), wel in aantal toenemen, wijzen erop dat dit niet het geval is (Becker & Erdelen 1987). In de Waddenzee stijgt de zeespiegel met ongeveer 17 cm per eeuw (Veenstra 1980). Maar ook in Nederland geldt dat deze stijging waarschijnlijk niet de oorzaak is voor het vrijwel uitblijven van herstel van de visdiefpopulatie na de vergiftiging in de jaren zestig (zie 2.2), omdat ook hier de grote stern wel enigszins in aantal is toegenomen (Breninkmeijer & Stienen 1992).

3.2.2 Zandstormen

In zandige gebieden, zoals op het voormalige De Beer en op de Engelsmanplaat, kunnen sterns en hun eieren bij harde wind volledig ondergestoven raken door zand (Rooth 1956, Mes *et al.* 1980). Vooral jonge kuikens zijn bijzonder kwetsbaar, omdat hun donzige vacht gemakkelijk met stuifzand gevuld kan raken, waardoor de kuikens immobiel worden en snel volledig onderstuiven (Veen & Faber 1989). Ondergestoven eieren worden vaak met poten en snavel uitgegraven en vervolgens weer bebroed (Rooth 1956, Glutz von Blotzheim & Bauer 1982). Op andere plaatsen, zoals op Griend, waar geen uitgestrekte

zandvlakten voorkomen, hebben visdieven nauwelijks last van stuivend zand (Veen & Faber 1989).

3.2.3 Weersomstandigheden

Oververhitting Hittestress kan leiden tot een verhoogde kuikensterfte (LeCroy & Collins 1972). Kuikens zoeken op zonnige dagen dan ook de koelte van een schaduwrijke plek op, indien die aanwezig is. Als de kuikens in de zon moeten blijven, raken ze snel oververhit en gebruiken zijgen als een afkoelingsmechanisme. Dit is zelfs geconstateerd bij kuikens van een tot twee dagen oud (LeCroy & Collins 1972). De oudervogels maken op warme dagen hun buikveren nat door laag over het wateroppervlak te scheren. Hiermee bevochtigen ze de eieren of de kuikens (Mes *et al.* 1978, Grant 1981, Glutz von Blotzheim & Bauer 1982, Blokpoel *et al.* 1984). Ook worden de eieren op warme dagen meer bebroed om oververhitting te voorkomen (Austin 1947).

Onderkoeling De bedelintensiteit van jonge thermolabiele kuikens neemt bij onderkoeling snel af. Dit kan een probleem zijn voor het jongste kuiken en met name bij een groot uitkomstverschil ten opzichte van de andere kuikens in het nest. De ouder die met een prooi bij het nest aankomt, reageert op het oudere (reeds thermoregulerende), actiever bedelende kuiken en negeert het onderkoelde, nauwelijks bedelende jong (LeCroy & Collins 1972). Becker & Specht (1991) hebben een duidelijk verband gevonden tussen de grootte van de kuikenmortaliteit en de dagelijkse minimumtemperatuur.

Wind De windsnelheid is een belangrijke factor voor het broedsucces van de visdief (Dunn 1973, Frank 1992). Harde wind levert moeilijkheden op bij het vliegen (Frank & Becker 1992), kan van invloed zijn op het vangsucces (Dunn 1973, Safina & Burger 1988a), de frequentie waarmee naar prooien wordt gedoken (Taylor 1975, 1983) en de vangtechniek (Taylor 1983). De wind kan tevens de verspreiding van de prooien beïnvloeden (Birkhead 1976, Safina & Burger 1988a, Frank & Becker 1992). Hoe harder het waait, hoe minder voedsel voor de kuikens wordt aangevoerd (Stienen & Van Tienen 1991, Frank & Becker 1992), en hoe langer de tijd die de ouders besteden aan foerageren (Frank & Becker 1992). Bij windsnelheden boven de 40 km per uur nam in 1989 en 1990 het haringaandeel voor de visdiefkuikens op Griend flink af en werd dit in eerste instantie vervangen door energetisch minder rendabele garnalen. Wanneer het nog harder ging waaien (50 km per uur), nam de voedselaanvoer af tot een minimum (0,3 prooidier per uur) (Stienen & Van Tienen 1991). Ook op Wangerooge (Duitsland) nam de voerfrequentie onder normale omstandigheden af van ongeveer 0,84 tot ongeveer 0,2 prooidier per uur bij windkracht 8. Wanneer sterke wind ook nog vergezeld gaat met regen, worden reeds bij windkracht 6 beduidend minder prooien aangevoerd (Boecker 1967). Er bestaat dan ook een positieve correlatie tussen de grootte van de kuikenmortaliteit en de windsnelheid (Becker & Specht 1991).

Bij intermediaire windsnelheden kunnen de sterns vrij gemakkelijk biddend boven het wateroppervlak blijven hangen. Bij relatief weinig wind alsmede bij zeer harde wind moeten de vogels echter moeite doen om op één plaats in de lucht te blijven hangen. In de laatste twee gevallen kunnen de vissen die zich

vlak onder het wateroppervlak bevinden door de intensieve vleugelbewegingen van de sterns verjaagd worden. Bij intermediaire windsnelheden worden dan ook meer prooien per tijdseenheid (gemiddeld 0,5 prooidier/min) gevangen dan bij relatief weinig (gemiddeld 0,23 prooidier/min) en zeer harde wind (Dunn 1973).

De windsnelheid kan ook de verspreiding van de prooidieren beïnvloeden. Bij weinig wind en een onregelmatig wateroppervlak lijkt de verspreiding van de prooivissen langs de kust te veranderen. Onder zulke omstandigheden zijn de prooivissen meer verspreid aanwezig (Safina & Burger 1988a).

Bij toenemende windsnelheid neemt de frequentie van het aantal 'full plunge dives' (het jagen op grotere diepte) sterk af en schakelt de visdief over op 'contact dips' (het jagen op snaveldiepte) en gedeeltelijke onderdompeling. Waarschijnlijk is het beperkte zicht bij harde wind de oorzaak van deze veranderde vangtechniek (Taylor 1983). Het overschakelen op jagen op geringe diepte betekent een verschuiving in het voedselpakket. In het Ythan-estuarium (Schotland) en op Minsener Oldeoog (Duitsland) nam het aandeel zandspiering (Taylor 1975, 1983, Frank 1992) toe bij toenemende windsnelheid, op Griend het aandeel garnalen (Stienen & Van Tienen 1991), en op Augustgroden (Duitsland) het aandeel platvis (Frank 1992). Deze toename ging in alle gevallen gepaard met een afname van het aandeel haringachtigen, die energetisch veel gunstiger zijn dan de eerder genoemde prooien.

Neerslag Neerslag kan net als wind het wateroppervlak verstoren, waardoor het vangsucces kan verminderen. Ook is het mogelijk dat de vissen migreren naar diepere waterlagen als gevolg van neerslag, hetgeen de vangkans direct beïnvloedt. Zulke relaties zijn echter niet aangetoond (Becker *et al.* 1985b).

Becker & Specht (1991) hebben een positieve correlatie gevonden tussen de hoeveelheid neerslag en de mortaliteit van de kuikens. Ook in de periode vóór de eileg kan neerslag een belangrijke factor betekenen. Legselgrootte, eigrootte en broedsucces zijn namelijk negatief gecorreleerd met neerslag in de dagen vóór de eileg (Becker *et al.* 1985b).

Mist Hawksley (1957) vond een gewichtsafname bij kuikens van de noordse stern na enkele dagen mist. Mist beperkt het zicht van foeragerende sterns, waardoor het vangsucces vermindert. Hoewel hierover geen gegevens bekend zijn, is het hoogst waarschijnlijk dat hetzelfde voor de visdief geldt.

3.2.4 Getij

Het getij heeft een dominante invloed op de foerageeractiviteit (Boecker 1967, Dunn 1973, Mes & Schuckard 1976, Stienen & Van Tienen 1991, Frank & Becker 1992). Zowel de tijd besteed aan foerageren, de frequentie waarmee beide ouders elkaar op het nest afwisselen, als de gewichtstoename van de kuikens na het voeden zijn afhankelijk van het getij (Frank & Becker 1992). De optimale foerageerperiode is de ebperiode en wel van 4 uur voor laagwater tot laagwater (Mes & Schuckard 1976, Stienen & Van Tienen 1991, Frank 1992, Frank & Becker 1992). In deze periode zijn de prooien geconcentreerd aanwezig in de

diepere geulen (Boecker 1967, Frank & Becker 1992) en is het doorzicht beter dan tijdens de vloedperiode (Postma 1982). Boecker (1967) en Frank (1992) hebben ook bij opkomend water een verhoogde prooiaanvoer voor de kuikens waargenomen, maar in het laatste geval werd dit veroorzaakt doordat de vogels bij opkomend tij overschakelden op zoetwaterprooien, met name driedoornige stekelbaarsjes (*Gasterosteus aculeatus*). Aangezien het getij iedere dag verschuift, verandert ook de totale optimale foerageertijd per dag. Het gunstigst zijn dagen waarop er twee keer per dag een afgaand tij valt tijdens de daglichtperiode (Becker & Specht 1991, Stienen & Van Tienen 1991).

Een andere situatie doet zich voor in estuaria waar zeevissen de rivier opzwemmen met opkomend tij. In het Ythan-estuarium (Schotland) is het vangsucces juist het grootst bij springtij, met name bij opkomend water (0,66 prooidier/min) en het kleinst bij doottij (0,12 prooidier/min) (Taylor 1975).

3.2.5 Tijdstip van de dag

De foerageerfrequentie is het grootst in de vroege morgen en in de avonduren (Pearson 1968, Mes & Schuckard 1976, Cramp 1985), hoewel de foerageerfrequentie meer bepaald wordt door het getij dan door het tijdstip van de dag (Boecker 1967, Frank & Becker 1992). Een verhoogde foerageerfrequentie tegen het vallen van de avond wordt niet altijd waargenomen. Safina & Burger (1988a), Stienen & Van Tienen (1991) en Frank & Becker (1992) vonden vooral in de ochtenduren een hoge prooiaanvoer, waarna de foerageerfrequentie afnam. Dit kan de eerste honger van de kuikens stillen, die een hele nacht hebben gevast (Stienen & Van Tienen 1991, Frank & Becker 1992).

3.3 Biotische factoren

3.3.1 Vistechniek

Er bestaan vijf technieken om prooi te bemachtigen:

- (1) het duiken naar vis, waarbij de vogel geheel ('full plunge dive') of gedeeltelijk ('partial plunge dive') onder water verdwijnt; het duiken naar vis gebeurt meestal in grote groepen boven een school vis;
 - (2) 'contact dips' om kreeftachtigen, insecten en andere kleine waterevertebraten te vangen, waarbij alleen de snavel onder water verdwijnt;
 - (3) in de lucht vangen van insecten;
 - (4) kleptoparasitisme: het roven van prooien van andere vogels; en
 - (5) verspreid langs de kustlijn zoeken naar prooien; vaak betreft het dan vogels met een eigen voedselterritorium (Nisbet 1983).
-

De visdief zoekt meestal biddend naar prooien, maar ook van bijvoorbeeld bruggen, pieren, scheepswrakken en schepen. Bij het bemachtigen van de prooi is de onderdompeling compleet ('full plunge dive') of, wanneer de prooi aan het wateroppervlak verschijnt, slechts gedeeltelijk ('partial plunge dive' of 'contact dip'). De duikdiepte bedraagt bij niet-volledige onderdompeling 0,2 tot 0,3 m en bij volledige onderdompeling minstens 0,5 m (Boecker 1967).

Foerageren gebeurt meestal solitair of in groepen boven scholen vis. In sommige gevallen heeft een paartje een eigen voedselterritorium. In zo'n voedselterritorium is het vangsucces zeer hoog (8 prooien/uur van elk gemiddeld 1,4 g) en overtreft vrijwel alle andere foerageertechnieken, behalve het gezamenlijk foerageren boven een school vissen, waarbij tot twee vissen van gemiddeld 1-3 g per minuut gevangen worden (Nisbet 1983). Echter ook wanneer visdieven in grote zwermen foerageren, kunnen enkele individuen een eigen voedselterritorium verdedigen. Dit gebeurt meestal wanneer de prooien wel aanwezig zijn, maar zich nauwelijks op vangbare diepte bevinden. Enkele visdieven vliegen dan in elliptische patronen en verdedigen hun territorium door middel van vocale dreiging (Safina & Burger 1988a).

De visdief heeft een opportunistische foerageerwijze. Wanneer de vissen verspreid aanwezig zijn, hebben ze de neiging om ook verspreid te foerageren, terwijl bij de aanwezigheid van scholen vis in dichte zwermen (tot 200 vogels bij elkaar), vaak te zamen met ander sterns en meeuwen, wordt gefoerageerd (Boecker 1967, Cramp 1985, Safina & Burger 1988a). Bij visschaarste schakelt de visdief over op het vangen van garnalen op geringe diepte (Dunn 1972).

3.3.2 Voedselsamenstelling

Het voedsel van de visdief bestaat in Europa voornamelijk uit aan het wateroppervlak levende vissen, in de tweede plaats uit kreeftachtigen, en in eutrofe binnenwateren ook uit grote, in het water levende inktelarven en in de oevervegetatie levende insekten (Vooys 1960, Lemmetyinen 1973b, Glutz von Blotzheim & Bauer 1982, Cramp 1985). In de Europese kustwateren worden vooral haring (*Clupea harengus*), sprat (*Sprattus sprattus*), zandspiering (*Ammodytes tobianus*), smelt (*Hyperoplus lanceolatus*), koolvis (*Pollachius virens*), schelvis (*Melanogrammus aeglefinus*), wijting (*Merlangius merlangus*), kabeljauw (*Gadus morhua*), bolk (*Trisopterus esmarkii*), meun (*Onos cimbrius*), makreel (*Scomber scombrus*) en zeestekelbaarzen (*Spinachia spinachia*) gevangen. Wanneer deze niet in voldoende mate beschikbaar zijn, wordt overgeschakeld op kleine platvissen (Pleuronectiformes), zeenaalden (Syngnathidae), grondels (Gobiidae), zeedonderpad (Cottidae), kreeftachtigen, zoals krabben (Portunidae), garnalen (Crangonidae), zeepissebedden (*Idothea* spp.) en vlokreeften (*Gammarus* spp.), wormen, zoals zeeduizendpoot (*Nereis diversicolor*) en wadpier (*Arenicola marina*), alsmede slakken, inktvissen, mossels en stekelhuidigen (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982, Cramp 1985).

De zoetwaterprooien bestaan uit driedoornige stekelbaarzen en bij voedselschaarste ook uit zoetwaterbaars (*Perca fluviatilis*), Cyprinidae, kikkervisjes en insekten (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982).

3.3.3 Voedselsamenstelling kuikens

De eerste vijf levensdagen worden de kuikens vooral met kleine vissen (haring-achtigen tot 5 cm, platvissen tot 3 cm, zandspiering tot 7 cm) gevoerd. Naarmate de kuikens groeien, worden ze met grotere vissen gevoerd (Boecker 1967), hoewel Lemmetyinen (1973b) deze relatie niet heeft aangetoond. Volgens Wiggins & Morris (1987) haalt vooral het mannetje grotere prooien naarmate de kuikens ouder worden, terwijl het vrouwtje deze trend niet laat zien. Het mannetje haalde bij hen gedurende de gehele opgroeiperiode van de kuikens ongeveer driemaal zoveel voedsel als het vrouwtje. Volgens Wagner & Safina (1989) haalt het mannetje echter ongeveer evenveel voedsel als het vrouwtje. Het verschil zou veroorzaakt kunnen zijn doordat de visdieven in de studie van Wiggins & Morris (1987) foerageerden op zoetwaterprooien en in de studie van Wagner & Safina (1989) op mariene prooien. Stekelbaarzen worden pas aangevoerd als de kuikens enkele weken oud zijn en worden zelfs dan nog vaak afgewezen (Boecker 1967, 1968, Lemmetyinen 1973b). Harde, niet vers vervelde krabben worden eerst tegen de grond geslagen om de uitstekende delen te verwijderen. Vissen die langer zijn dan 15 cm, kunnen verstikking tot gevolg hebben (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982). Op Minse-ner Oldeoog en in de kolonie van Augustgroden (Duitsland) waren de adulte vogels per foerageervlucht gemiddeld 1,6-2,7 uren afwezig (Frank & Becker 1992).

Bij meer dan één jong per nest wordt of meer voer per jong aangeleverd (gemiddeld 0,6-0,8 prooidier/uur/kuiken bij één kuiken in een nest en 0,7-0,9 prooidier/uur/kuiken bij twee of drie kuikens in het nest) (Boecker 1967), of gemiddeld grotere prooien (Pearson 1968). Kleine prooien, vooral evertes, betekenen een hogere aanvoerfrequentie (Boecker 1967).

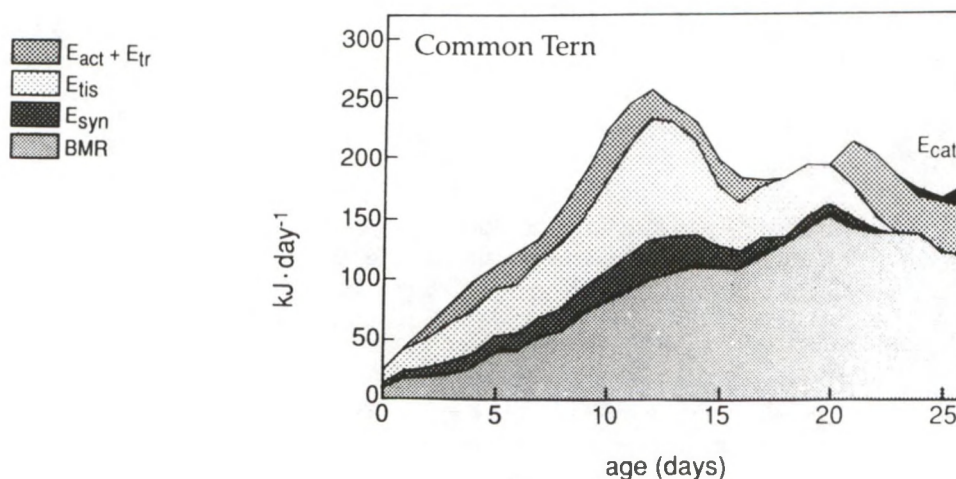
Er bestaat een aanzienlijke variatie in voedselsamenstelling tussen verschillende kolonies alsmede binnen een kolonie tussen verschillende jaren en zelfs van uur tot uur (Cramp 1985, Becker *et al.* 1987, Safina & Burger 1989, Safina *et al.* 1990, Frank 1992, vgl. tabel 4).

3.3.4 Energiebehoefte kuikens

De energiebehoefte van visdiefkuikens is gemeten door een aantal kuikens in het laboratorium groot te brengen. Een aantal kuikens is grootgebracht onder *ad libitum* voedselcondities (de kuikens waren vrij om zoveel voedsel op te nemen als ze zelf nodig achtten) om een ideale groei te waarborgen. Daarnaast werd een aantal kuikens grootgebracht met een beperkte hoeveelheid voedsel, de zogenaamde 'langzame groeiers'. Van elk individu werd bepaald hoeveel voedsel was opgenomen en werd de daarmee corresponderende hoeveelheid opgenomen energie bepaald. Tevens werd bepaald hoeveel energie via de faeces werd uitgescheiden. Het verschil tussen de opgenomen energie en de via faeces uitgescheiden energie vormt de hoeveelheid energie die voor het kuiken beschikbaar is (metaboliseerbare energie). De beschikbare energie wordt verdeeld over de kosten voor basaalmetabolisme, synthese en opslag

van weefsel, thermoregulatie en activiteit (Klaassen *et al.* 1992b). Het langzaamst groeiende kuiken bleek ongeveer 23% minder energie nodig te hebben dan het snelst groeiende kuiken, gezien over de totale ontwikkelingsperiode (7008 kJ voor de 'snelle groeier' en 5426 kJ voor de 'langzame groeier'). De dagelijkse energiebehoefte van het langzaamst groeiende kuiken was 29% lager (182 kJ voor de 'snelle groeier' en 128 kJ voor de 'langzame groeier'). De verschillen in energiebehoefte zijn vooral het gevolg van een toenemende besparing op de kosten voor basaalmetabolisme en verwerking van het voedsel met afnemende groeisnelheid (Klaassen *et al.* 1992b). De dagelijkse energieopname in het veld bedroeg in 1989 en 1990 op Griend gemiddeld over de gehele opgroeiperiode ongeveer 135 kJ per kuiken voor snelle groeiers en 81 kJ per kuiken voor langzame groeiers (Stienen & Van Tienen 1991). Dit waren echter twee jaren met slechte vangomstandigheden (veel harde wind), waardoor de groei van de kuikens achterbleef bij andere jaren, zodat verwacht mag worden dat de energieopname in meer gunstige jaren iets hoger zal liggen.

Het verkregen energiebudget van kuikens grootgebracht in het laboratorium verschilt echter van het energiebudget van kuikens in het veld. In het veld zijn de kosten voor bijvoorbeeld thermoregulatie (het bebroeden van de kuikens levert een besparing van de kosten voor thermoregulatie op van gemiddeld 36% en de van laboratoriumcondities afwijkende buitentemperaturen leiden tot andere kosten) en activiteit (vooral oudere kuikens zijn in het veld veel mobiel) anders dan in het laboratorium (Klaassen *et al.* 1992a). In het veld werden de kosten voor thermoregulatie en de totale energie-uitgave gemeten met behulp van zwaar water (Klaassen 1989). In combinatie met de in het laboratorium verkregen kosten voor basaalmetabolisme en biosynthese zijn de kosten voor activiteit als restpost bepaald. In het veld gebruikt de visdief gemiddeld ongeveer 55% procent van de metaboliseerbare energie voor het basaalmetabolisme, ongeveer 5% voor de biosynthese, ongeveer 30% voor de opslag van weefsel en ongeveer 10% voor thermoregulatie en activiteit (fig. 11) (Drent *et al.* 1992). De totale hoeveelheid metaboliseerbare energie die een visdiefkuiken nodig heeft van het moment van uitkomen tot het moment van uitvliegen, bedraagt gemiddeld 4446 kJ. De totale hoeveelheid energie die een oudervogel moet uitgeven om in de energiebehoefte van de kuikens te voorzien, ligt ongeveer een factor 2,8 hoger (Drent *et al.* 1992).



Figuur 11. Energiebudget van visdiefkuikens in het veld. BMR = kosten voor basaalmetabolisme, E_{syn} = kosten voor de biosynthese, E_{tis} = kosten voor de opslag van weefsel, E_{act} = activiteitskosten, E_{tr} = kosten voor thermoregulatie, E_{cat} = energie verkregen via weefselkatabolisme (Drent *et al.* 1992).

3.3.5 Afstand tot de foerageergebieden

Volgens Boecker (1967) bedraagt de maximumafstand naar de foerageergebieden 10 km, maar foerageren visdieven voornamelijk op plekken die ongeveer 3 km van de kolonie verwijderd zijn. Langs de Adriatische kust (Italië) foerageren visdieven op plaatsen die zich gemiddeld tussen 5 en 8 km van de kolonie bevinden, tot een maximum van 13 km (Fasola *et al.* 1989, Fasola & Bogliani 1990). Foerageervluchten van meer dan 37 km zijn echter ook waargenomen (Cramp 1985). De mannelijke individuen foerageren wellicht op verder van het nest verwijderde plaatsen dan de vrouwtjes. (Nisbet 1973, Wiggins & Morris 1987). Hoe ouder de kuikens, des te meer vis deze aangevoerd krijgen van dichtbij de kolonie gelegen foerageerplaatsen (Taylor 1975).

3.3.6 Voedselhoeveelheden

De aanwezigheid van een nabijgelegen, rijke en betrouwbare voedselbron is een vereiste voor de vestiging van een broedkolonie (Courtney & Blokpoel 1983). De voedselbeschikbaarheid speelt een cruciale rol bij het broedsucces. In jaren waarin relatief veel voedsel aanwezig is, leggen de visdieven eerder hun eieren, zijn de legsels groter, wordt meer vis aangevoerd voor de kuikens (1,44 prooidieren/uur/nest in een goed jaar tegen 1,13 prooidieren/uur/nest in

een slechter jaar), groeien de kuikens sneller en zijn hun overlevingskansen groter dan in jaren met relatief weinig voedsel (Safina *et al.* 1988, Safina & Burger 1988b). Bij zeer rijke visgronden kunnen verscheidene prooien tegelijk worden gevangen en in de bek gehouden (Taylor 1975, Glutz von Blotzheim & Bauer 1982, Cramp 1985), waardoor het aantal aangevoerde vissen een stuk hoger komt te liggen. Ook de verhouding broedende en niet-broedende visdieven in een kolonie hangt af van de beschikbare hoeveelheid voedsel. Hoe meer voedsel aanwezig is, hoe meer individuen gaan broeden (Furness 1987). Monaghan & Zonfrillo (1986) vonden een significante correlatie ($r = 0,71$, d.f. = 7, $P < 0,05$) tussen het aantal broedende visdieven en noordse sterns en de vangst van haring door de visserij. De sterk fluctuerende aantallen van deze sterns op Horse Island (Engeland) in de periode 1974-1982 waren positief gecorreleerd met de haringvangst twee jaar later door de visserij. Omdat de commerciële visserij voornamelijk tweejarige haringen vangt, suggereert dit dat het aantal broedende sterns in dit gebied wordt bepaald door de aanwezige hoeveelheid haringlarven. Een dergelijke relatie tussen visstand en zeevogels is ook voor de Noorse kust aangetoond. Op Røst (Noorwegen) mislukte het broedseizoen voor papagaaiduikers (*Fratercula arctica*) en zeekoeten (*Uria aalge*) in 17 van de 21 jaren (1969-1989) volledig, nadat in 1969 de haringstand, mogelijk als gevolg van overbevissing, in elkaar stortte. De broedpopulaties van beide soorten zijn hierdoor enorm in aantal achteruitgegaan. De ineenstorting van de loddepopulatie in de Barentsz Zee in 1986-1987 was waarschijnlijk de oorzaak van de sterke afname (90%) van de zeekoetpopulatie (Vader 1990, Anker-Nilssen & Barrett 1991). Op de Shetland Eilanden hebben de noordse sterns van 1984 tot 1990 vrijwel geen jongen grootgebracht, waarschijnlijk door het verdwijnen van de jongere jaarklassen (0-groep) van de zandspiering, mogelijk als gevolg van overbevissing. Er is hier echter geen causaal verband aangetoond tussen de visserij en het lage broedsucces (Heubeck 1988, Anonymous 1991) (zie ook 4.7).

Het broedseizoen van de visdieven wordt zo afgestemd dat het samenvalt met de piek in voedselaanbod (Safina & Burger 1988b). In de studie van Safina & Burger (1988b) was echter de piek in voedselaanbod reeds voorbij, toen de voedselbehoefte het grootst was (de opgroefase van de kuikens).

3.3.7 Invloed van het gedrag van vissen

Jonge haringen trekken in scholen in de bovenste waterlaag en zijn dus gemakkelijk te vangen. Hoe jonger de haring, hoe hoger deze vis zich bevindt (Boecker 1967). Ook bij jonge strandkrabben (*Carcinus maenas*), schol (*Pleuronectes platessa*) en garnaal (*Crangon crangon*) neemt in de regel de grootte van deze prooidieren toe met de diepte (Boecker 1967).

Er bestaat een duidelijk verband tussen de aanwezigheid van roofvissen en de beschikbaarheid van prooivissen voor de visdief. Roofvissen jagen prooivissen namelijk omhoog, waardoor deze laatste beter beschikbaar worden voor foeragerende sterns (Safina & Burger 1988a). In de Waddenzee doet deze situatie zich voor in de diepere geulen (J. Veen). Safina & Burger (1988a) hebben waargenomen dat de aanwezigheid van roofvissen het percentage succesvolle duiken verhoogde, maar de duikfrequentie verlaagde, zodat het

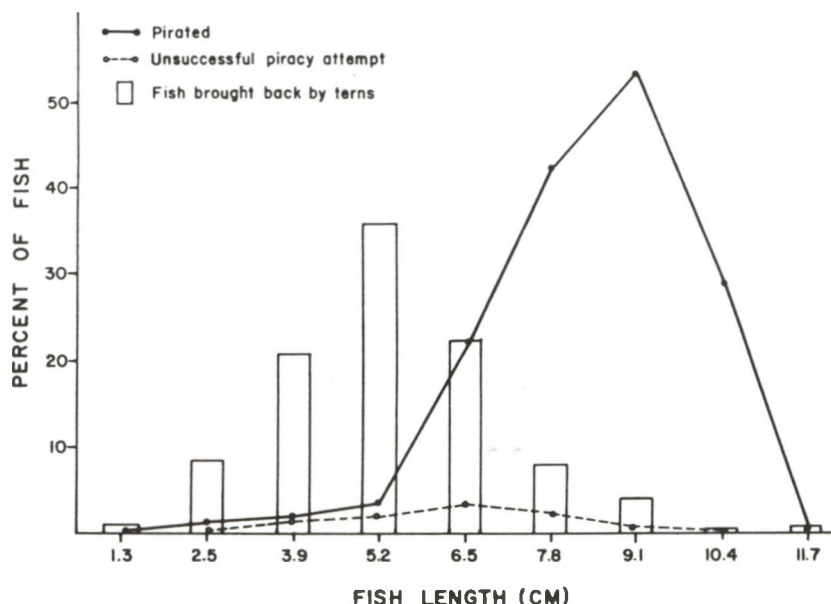
aantal gevangen vissen per uur afnam. Of dit laatste ook het geval is in de Waddenzee, is niet bekend. Er is echter weinig bekend over de verticale verspreiding van vissen.

In de Noordzee brengen haring, sprot, smelt en zandspiering de winter door in dieper water (Muus 1966). In het voorjaar migreren ze naar de ondiepere kustwateren, waar ze tot het einde van de zomer blijven. De voor de kleine kuikens zo belangrijke jonge haring van 2,5 tot 3,5 cm komt tussen februari en april de Waddenzee binnen. Deze haringlarven groeien daarna snel door naar een lengte van 3 tot 5 cm in juni (Postuma *et al.* 1965). Onder normale omstandigheden is het aanbod van jonge haring en jonge zandspiering talrijk in de tijd dat de jongen uitkomen (Lack 1968, Veen 1977, Teixeira 1979). Na koude winters komen jonge smelt en zandspiering later in de kustwateren aan (Teixeira 1979). Het is echter niet bekend of dit ook invloed heeft op het voedselaanbod voor de kuikens, of op de datum van eileg.

3.3.8 Kleptoparasitisme en predatie

Kleptoparasitisme Visdieven hebben veel minder last van kleptoparasitisme dan grote sterns en dwergsterns (*Sterna albifrons*). Wanneer ze broeden in een gemengde kolonie met voornamelijk noordse sterns, gaat een aantal visdieven over tot kleptoparasitisme (ten koste van noordse sterns). Ook stelen visdieven wel prooi van dwergsterns, vreemde visdiefkuikens of adulte visdieven, met name in jaren waarin het voedsel schaars is (Hays 1970, Hopkins & Wiley 1972, LeCroy & Collins 1972). Grote visdiefkuikens stelen ook wel van jongere buurkuikens en hun ouders (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982). Adulte visdieven die zich gespecialiseerd hebben op visroverij, kunnen hier onder bepaalde omstandigheden voordeel van hebben. In een kolonie in Massachusetts (USA) hadden twee piraten een ongewoon hoog broedsucces (Cramp 1985).

Gedurende de periode van 'courtship feeding' en de periode waarin de kuikens worden grootgebracht, wordt veel vis naar de kolonie gebracht. In deze twee perioden is kleptoparasitisme dan ook het hoogst. In de visdievenkolonie in New Jersey (USA) werd tijdens de courtship feeding 16% van alle aangevoerde vis geroofd en tijdens de kuikenfase tot 10%. De frequentie waarmee vis wordt geroofd tijdens de kuikenfase, neemt toe met de leeftijd van de kuikens (Burger & Gochfeld 1991). Het gaat vrijwel altijd om relatief grote vissen die geroofd worden (Hopkins & Wiley 1972, Burger & Gochfeld 1991) (fig. 12).



Figuur 12. Percentage geroofde en in de kolonie aangevoerde vis als functie van de lengte van de vis (Burger & Gochfeld 1991).

Predatie Predatie kan in belangrijke mate het broedsucces bepalen. Zo was voor 12 van de 29 onderzochte kolonies in Schotland het broedseizoen in 1990 een totale mislukking door zoogdierpredatie. Vooral de otter (*Lutra lutra*) en de mink (*Mustela vison*) waren hiervoor verantwoordelijk (Walsh et al. 1991). Predatie door ratten (*Rattus norvegicus*) reduceerde binnen twee dagen het broedsucces van de visdievenkolonie bij Wilhelmshaven (Duitsland) in 1981 tot 0 (Becker 1985). Op Griend wordt in sommige jaren tot 25% van alle eieren door kokmeeuwen (*Larus ridibundus*) geroofd (Veen & Faber 1989). Op Mellum (Duitsland) werd in 1979 69% van alle kuikens door zilvermeeuwen (*Larus argentatus*) verorberd en in een visdievenkolonie in Maine (USA) tot 1,2 kuikens per paar (Hatch 1970, Courtney & Blokpoel 1983, Becker 1984).

Onder de vogels staan de volgende soorten bekend als eipredatoren van visdieven: meeuwen (kokmeeuw, zilvermeeuw, grote mantelmeeuw (*Larus marinus*), kleine mantelmeeuw (*Larus fuscus*), in de USA ook de ringsnavelmeeuw (*Larus delawarensis*), ganzen, zoals de Canadese gans (*Branta canadensis*)), scholeksters (*Haematopus ostralegus*), kraaien (*Corvus corone*) en steenlopers (*Arenaria interpres*) (Courtney & Blokpoel 1980, Guldemond & Roog 1982, Courtney & Blokpoel 1983, Morris & Wiggins 1986, Veen & Faber 1989). Als kuikenpredator staan de volgende vogels bekend: meeuwen (zilvermeeuw, kokmeeuw), kraaien, raven (*Corvus corax*), uilen (velduil (*Asio flammeus*), oehoe (*Bubo bubo*) (*B. virginianus* in de USA), blauwe reiger (*Ardea cinerea*) (in de USA de kwak (*Nycticorax nycticorax*)) en roofvogels (Guldemond & Roog 1982, Courtney & Blokpoel 1983, Morris & Wiggins 1986, Veen & Faber 1989). Onder de zoogdieren worden de volgende soorten genoemd

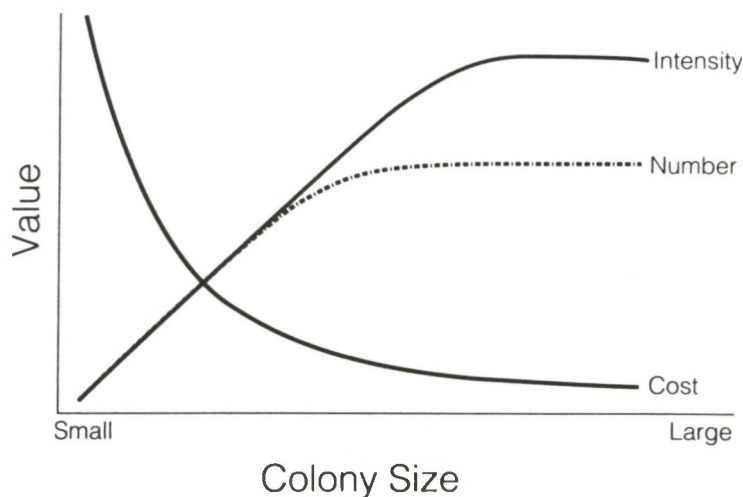
als predator: rat, mink, egel (*Erinaceus europaeus*), vos (*Vulpes vulpes*), otter, hermelijn (*Mustela erminea*), bunzing (*Mustela putorius*), wezel (*Mustela nivalis*) en in de USA ook wasbeer (*Procion lotor*), gestreept stinkdier (*Mephitis mephitis*) en opossum (*Didelphis virginiana*) (Nickell 1964, Teixeira 1979, Guldemond & Roog 1982, Courtney & Blokpoel 1983, Walsh *et al.* 1991). In Massachusetts (USA) zijn in 1979 vijf uitkomende eieren en 28 pas uitgekomen kuikens door mieren (*Lasius neoniger*) aangevallen. Het is heel waarschijnlijk dat broedende visdieven normaal het nest vrijhouden van mieren, maar doordat de vogels bij nachtelijke verstoring het nest verlaten, hebben de mieren alle tijd om uitkomende eieren te belagen en pasgeboren jongen te doden of blind te maken (Nisbet & Welton 1984). Sterfte onder kuikens van sterns als gevolg van aanvallen door mieren is door verscheidene auteurs waargenomen (Nisbet 1972, Gochfeld 1976, Spendelov 1982).

Doordat de eileg per kolonie is gesynchroniseerd, wordt de kans op predatie van individuele eieren en kuikens verkleind (Nisbet 1975). Om grondpredatoren te mijden, wordt vaak op eilanden of schiereilanden gebroed (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982, Courtney & Blokpoel 1983). De predatiedruk op het vasteland is namelijk veel groter dan op (schier)eilanden. Op het vasteland leggen visdieven ook gemiddeld meer eieren per nest dan op eilanden (Lemmetyinen 1973a, Burger & Lesser 1978). Bij aanwezigheid van landpredatoren is het gunstiger om verder van elkaar te broeden, omdat de vindkans in dit geval kleiner wordt. Wanneer de aanwezige predatoren uit de lucht aankomen, is het gunstiger om in dichte kolonies te broeden, omdat dit een gemeenschappelijke verdediging mogelijk maakt en ook de kans op predatie voor een individueel nest verkleint (Lind 1963). Becker & Finck (1986) vonden ook een afnemende eipredatie bij een toenemende koloniedichtheid, maar dit gold echter niet voor de kuikenpredatie. Dit laatste werd waarschijnlijk veroorzaakt, doordat de predator een velduil betrof. Uilen worden namelijk nauwelijks aangevallen, omdat dat voor de adulte visdieven te gevaarlijk is. In tegenspraak hiermee is het feit dat Burger & Lesser (1978) een toenemende predatie vonden met toenemende dichtheid, hetgeen veroorzaakt kan worden doordat het in dit geval een langgerekte kolonie betrof, maar ook doordat de betreffende predatoren er een verschillende tactiek op na hielden (in dit geval was de predator een zilvermeeuw).

De meeste predatie vindt plaats in de eerste dagen na het uitkomen van de eieren (LeCroy & Collins 1972, Nisbet 1975). Afhankelijk van de predator kunnen ook grotere kuikens verorberd worden. Kokmeeuwen kunnen tot drie dagen oude kuikens verwerken, terwijl grotere predatoren, zoals zilvermeeuw en kiekendief (*Circus* spp.), ook oudere kuikens kunnen prederen (Veen 1977).

Reactie op predatoren Het anti-predatorgedrag is reeds aanwezig bij aankomst uit het overwinteringsgebied en neemt in intensiteit toe tijdens het broedseizoen. De aanvallen zijn het hevigst rond het uitkomen van de eieren en blijven gelijk of nemen in frequentie toe naarmate de jongen groeien (Lemmetyinen 1971, Becker 1984). Naast een toenemende reactie op predatoren in de loop van het broedseizoen, neemt de reactie op zilvermeeuwen ook toe in de loop van de dag (Becker 1984, Becker & Finck 1984). Erwin (1979) vond echter geen toename gedurende het broedseizoen, hoogstens een iets hogere agressie tijdens de kuikenfase. Er bestaat ook verschil tussen kolonies wat betreft de piek in agressie. Erwin (1988) vond in twee kolonies een piek in

aanvalsfrequentie vlak voor de uitkomstpiek van de eieren, terwijl in een andere kolonie de piek in aanvalsfrequentie 1,5-2,5 weken na de uitkomstpiek lag. In alle drie kolonies nam de aanvalsfrequentie af naarmate de kuikens het vliegvlugge stadium naderden. Kolonies met individuen die reeds vroeg in het seizoen aanvielen, hadden een significant hoger broedsucces dan kolonies waar dit niet het geval was (Erwin 1988). Agressief gedrag vroeg in het seizoen zou dus een indicatie kunnen zijn voor de mate van ouderzorg, hetgeen weer zijn invloed kan hebben op het uiteindelijke broedsucces (Nisbet 1973, Erwin 1988). Het aantal vogels dat deelneemt aan de collectieve verdediging alsmede de aanvalsfrequentie, neemt toe met toenemende koloniegrootte (fig. 13). De kosten voor verdediging per individu nemen af met een toenemende koloniegrootte (Burger & Gochfeld 1991).



Figuur 13. Model voor de relatie tussen de aanvalsfrequentie, het aantal vogels dat aan de verdediging deelneemt en de kosten per individu als functie van het aantal broedende vogels in de kolonie (Burger & Gochfeld 1991).

Zowel het centrum als de randgebieden van een broedkolonie worden collectief verdedigd tegen predatoren. Vooral mensen, viervoetige roofdieren (o.a. rat, egel, mink en vos), meeuwen (kokmeeuw, zilvermeeuw, grote en kleine mantelmeeuw), kraaien en roofvogels (o.a. visarend (*Pandion haliaetus*), slechtvalk (*Falco peregrinus*), kiekendief) worden aangevallen, maar ook ongevaarlijke dieren als konijnen, hazen, schapen, tamme ganzen, bontbekplevier (*Charadrius hiaticula*) en meeuwenkuikens (Glutz von Blotzheim &

Bauer 1982). Deze collectieve verdediging kan eveneens voordelig werken voor andere soorten die in de buurt van een visdievenkolonie broeden. Amerikaanse oeverlopers (*Actitis macularia*) ondervonden veel minder last van predatie door de mink nadat een visdievenkolonie zich in hun buurt had gevestigd (Alberico *et al.* 1991). Ook broeden schaarbekken (*Rynchops niger*) in de USA en eenden, zoals wilde eend (*Anas platyrhynchos*) en kuifeend (*Aythya fuligula*) vaak in de buurt van sterns, waar zij profiteren van het agressieve gedrag van de sterns (Gochfeld 1978).

Er wordt verschillend gereageerd op verschillende predatoren. Grote meeuwen, zoals zilvermeeuw en mantelmeeuw, worden eerder aangevallen dan kokmeeuwen (Lind 1963). De range waarbinnen een predator wordt aangevallen, verschilt nogal. Kokmeeuwen en ratten worden pas op een afstand van 4 m van het nest aangevallen, terwijl op zilvermeeuwen al op een afstand van 120 m gereageerd wordt (Veen 1977). Ook is de reactie op predatoren in kleine kolonies en bij solitaire broeders veel heftiger dan in grote kolonies (Lind 1963, Lemmetyinen 1971).

De kokmeeuw neemt een aparte plaats in wat betreft de predatoren. Hoewel een aantal auteurs melding maakt van negatieve effecten van predatie door kokmeeuwen op het broedsucces van de visdief (Tinbergen 1932, Van Dobben 1934, Schenk 1959, 1960), stelt Rooth (1958, 1960, 1965) dat zulke predatie van weinig belang is voor het broedsucces. Er zijn drie punten van betekenis, namelijk:

- (1) concurrentie om nestgelegenheid,
- (2) kleptoparasitisme en
- (3) predatie van eieren en jongen.

Nestplaatsconcurrentie is nauwelijks van belang. Hoewel visdieven vaak naast kokmeeuwen broeden, hebben ze geen speciale voorkeur om in de buurt van kokmeeuwen te broeden. Bovendien kennen visdieven andere biotoopeisen dan kokmeeuwen (minder dichte vegetatie). Kleptoparasitisme betreft volgens Rooth (1965) slechts enkele niet-broedende kokmeeuwen die zich gespecialiseerd hebben op het roven van vis en is dus van geringe invloed. Op Griend wordt nauwelijks vis geroofd door kokmeeuwen (J. Veen). Op De Beer werd in 1962 slechts 1% van alle voor visdieven bestemde vissen door kokmeeuwen gekaapt (Rooth 1965). Bovendien is het voor kokmeeuwen niet zo gunstig om van visdieven te roven dan van de grote stern, omdat visdieven relatief ver uiteen broeden en het voedsel dus niet zo geconcentreerd wordt aangevoerd (J. Veen). Het is niet bekend of het percentage geroofde vis toeneemt onder ongunstige voedsel- of vangomstandigheden (perioden met harde wind), zoals bij de grote stern het geval is (Veen 1977). Volgens Schenk (1959) werden in de voormalige kolonie op De Beer uit ongeveer 50% van alle nesten eieren geroofd. Ook op Griend kan de predatie van eieren in sommige jaren oplopen tot 25% van alle eieren (Veen & Faber 1989). Het kwijtraken van eieren kan volgens Schenk (1959) leiden tot het verlaten van het broedgebied. Vooral bij een kokmeeuwen-visdief-verhouding die sterk in het voordeel van de kokmeeuwen ligt, kan de hoge predatiedruk ertoe leiden dat de visdieven zich op andere plaatsen vestigen. Predatie van jongen betreft vooral kuikens die niet door de

ouders bewaakt worden (Rooth 1965). Bovendien vond Nisbet (1975) dat het vooral jongen betreft die toch al een zeer geringe levensverwachting hadden (vooral het derde jong uit een nest). Bij late vestiging van visdieven, bijvoorbeeld wanneer ze elders zijn verdreven, kan de predatie van kuikens aanzienlijk zijn. De reeds aanwezige kokmeeuwen hebben dan al vrij grote jongen die, in tegenstelling tot vrij jonge kokmeeuwenkuikens, wel in staat zijn jonge visdieven te verorberen (Zweeres 1959). Maar de voordelen van het feit dat kokmeeuwen veel agressiever reageren dan visdieven op de gemeenschappelijke predatoren, zoals zilver- en stormmeeuwen (*Larus canus*) en zelfs kokmeeuwen, lijken de nadelen van kokmeeuwenpredatie te overtreffen. Zo werden, nadat op de vogeleilanden in de Veluwe-meren als beheersmaatregel de kokmeeuwen geweerd werden, alle visdiefieren binnen enkele dagen geroofd door bruine ratten en zwarte kraaien. Voorheen werden deze predatoren door de kokmeeuwen verjaagd. Hetzelfde deed zich in latere jaren ook voor. Toen de kokmeeuwen na de broedtijd het eiland verlaten hadden, leden de late legfels van de visdieven veel schade door predatie (Rooth 1965). Het enige negatieve effect kan zijn dat kokmeeuwen het biotoop dermate veranderen dat dit ook op het biotoop van de visdief zijn uitwerking heeft. Op de Soelekerkerplaat in het Veerse Meer is het biotoop voor de visdief ongeschikt geworden, voornamelijk door de uitbundige vegetatiegroei als gevolg van bemesting door de kokmeeuw (P.L. Meininger). Andere auteurs wijzen erop dat niet de stijgende meeuwen aantallen de oorzaak zijn van de lage broedsuccessen van de visdief langs de Noordzeekust en in het Waddengebied, maar eerder vervuiling, verstoring en veranderingen in het landschap (Becker 1985, Becker & Erdelen 1987; zie ook Goethe *et al.* 1980, Thiessen 1986). Ook het verdwijnen van de visdief in de Hatertse vennen (Gelderland) moet worden toegeschreven aan een veranderd biotoop en niet aan de invloed van kokmeeuwen (Geelen *et al.* 1961).

3.4 Rui

De rui van de adulte visdieven begint in juli-augustus in de broedgebieden en is rond januari-februari, in de winterkwartieren, voltooid. De eerste handpennen worden in juli afgeworpen. Eerst wanneer voor een oude handpen een nieuwe handpen in de plaats is gekomen (de lengte van de nieuwe handpen moet ongeveer 2/3 van de volle lengte bedragen), valt de volgende handpen uit. In de tweede week van augustus is de rui van handpennen het meest uitgesproken, hoewel sommige individuen zelfs eind augustus nog niet met de rui van de vleugelveren zijn begonnen. De binnenste handpennen worden tweemaal per jaar en de buitenste slechts eenmaal per jaar gewisseld. De rui van de binnenste handpennen verloopt in twee fases. Wanneer de eerste zeven tot negen binnenste handpennen vervangen zijn door nieuwe (december-januari), valt de eerste handpen (die in juli in het broedgebied aangemaakt is) weer uit. De rui van de armpennen begint half juli. De buitenste armpennen worden tweemaal per jaar, de binnenste eenmaal per jaar gewisseld. De buitenste armpennen worden in december-januari in het wintergebied opnieuw geruid. De rui van de staartveren begint reeds begin juli en is meestal al voor het begin van de trek voltooid. De zwarte kopveren beginnen vaak al in het broedgebied uit te vallen. Vanaf oktober zijn alle zwarte kopveren vervangen door witte. De rui van de veren van het lichaam en de vleugeldeken vindt in juli-augustus

plaats. In februari-maart en op zijn laatst half april, nog voor het begin van de voorjaars trek, vindt de voorjaarsrui plaats. Behalve de buitenste hand- en armpennen worden alle veren dan voor de tweede maal vervangen. De vogels komen in volledig broedkleed in het broedgebied aan (Stresemann & Stresemann 1966, Rooth 1980, Glutz von Blotzheim & Bauer 1982).

De jongen brengen het tweede kalenderjaar in de overwinteringsgebieden in winterkleed door. In het voorjaar van hun derde kalenderjaar komen de meeste visdieven in volledig zomerkleed aan in de broedgebieden. Enkele jongen in het derde kalenderjaar hebben in het broedgebied echter nog gedeeltelijk witte kopveren, die nog niet verwisseld zijn voor zomerveren (Stresemann & Stresemann 1966).

3.5 Trek en overwintering

3.5.1 Najaarstrek

Meteen na het broedseizoen (juli tot midden augustus) verlaten de jonge visdieven in familieverband de broedgebieden. In eerste instantie verzamelen de vogels zich in voedselrijke gebieden. In de tweede helft van augustus nemen de aantallen in de Nederlandse Waddenzee enorm toe en bereiken een hoogtepunt in september. In september en oktober verlaten de meeste visdieven de Nederlandse Waddenzee. De meeste Nederlandse vogels bereiken in oktober en november hun winterkwartier in Afrika (Rooth 1980, Glutz von Blotzheim & Bauer 1982). Visdieven uit Engeland beginnen in augustus en september met de trek. In november-december bereiken de meeste Engelse visdieven hun overwinteringsgebieden (Langham 1971).

De trekroute van de Noordwesteuropese visdieven volgt de kustlijn van de Oostzee, Noordzee en Atlantische Oceaan (Speek & Speek 1984, Vandewalle 1988). Visdieven afkomstig uit de Zwarte Zee en ook sommige visdieven uit Oostenrijk en Hongarije volgen waarschijnlijk een afwijkende route. Deze trekroute loopt via het binnenland en volgt daarna de oostkust van Afrika. Ook sommige Noorse en Poolse visdieven volgen waarschijnlijk de oostkust van Afrika (Vandewalle 1988, P.L. Meininger). Visdieven die niet langs de kust broeden, volgen eerst de grote rivieren in de richting van de kust, waarna zij eveneens de kustlijn volgen (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982).

Tijdens de trek wordt de familieband (ouders en hun jongen) soms verbroken. In de USA zijn trekkende groepen van juveniele visdieven waargenomen (Cramp 1985).

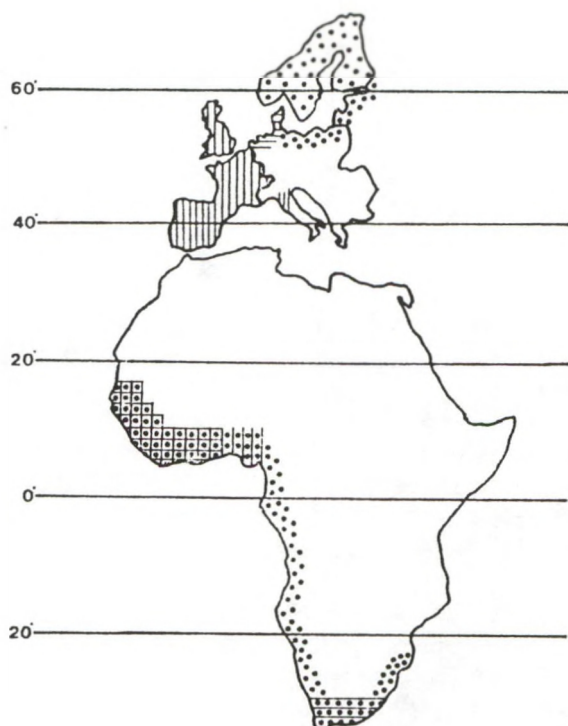
Tijdens de trek wordt per dag maximaal 80-110 km afgelegd (Kasperek 1982). Over land vliegt de visdief op 1000 tot 3000 m hoogte en waarschijnlijk zelfs hoger. Bij het naderen van de kust dalen ze weer en trekken verder op ongeveer 30-150 m boven de zeespiegel en bij sterke tegenwind vlak boven het wateroppervlak (Alerstam 1985).

Op mariene rustplaatsen wordt de vetreserve weer op peil gebracht. De energiekosten voor migratie nemen ongeveer een kwart van de jaarlijkse energiekosten in beslag en zijn aanzienlijk hoger dan de kosten voor het broeden en de rui (Alerstam 1985).

3.5.2 Overwintering

Gedurende de overwintering blijven de paren niet bij elkaar, maar de meerderheid komt wel reeds gepaard aan in het broedgebied (Marples & Marples 1934, Austin 1947, Cramp 1985).

De Europese populatie is grofweg in drieën onder te verdelen wat betreft de overwinteringsgebieden. De eerste groep bestaat uit visdieven afkomstig uit het zuidelijke en westelijke deel van Europa (Groot-Brittannië, Ierland, Nederland, België, West-Duitsland, Frankrijk, Zwitserland, Oostenrijk en Spanje); deze vogels overwinteren voornamelijk langs de Westafrikaanse kust, van Mauretanië tot Nigeria (fig. 14). Slechts enkele vogels uit deze groep overwinteren ten zuiden van de evenaar. Enkele Nederlandse sterns trekken zelfs tot aan de Kaap Provincie (Zuid-Afrika). De tweede groep bestaat uit visdieven afkomstig uit het noordelijke en oostelijke deel van Europa (Oost-Duitsland, Rusland, Zwarte Zee en waarschijnlijk Hongarije). Deze groep overwintert voornamelijk verder zuidwaarts in Angola of trekt via de zuidpunt van Afrika naar de oostkust van Zuid-Afrika en in mindere mate Mozambique (fig. 14) (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982, Muselet 1982, Cramp 1985, Vandewalle 1988). Enkele visdieven uit deze groep bereikt de oostkust van Afrika waarschijnlijk rechtstreeks via de Afrikaanse oostkust en niet via de omweg langs de zuidpunt van Afrika (Vandewalle 1988). De Zweedse, Deense, Finse, Noorse populaties en de populatie langs de Oostzee nemen een tussenpositie in. Deze laatste groep overwintert voornamelijk ten zuiden, maar ook wel ten noorden van de evenaar (Muselet 1982, Cramp 1985).



Figuur 14. Overwinteringsgebieden van de Europese visdief (Muselet 1982).

3.5.3 Voedselsamenstelling in de overwinteringsgebieden

In de overwinteringsgebieden in Sierra Leone (West-Afrika) bestaat het voedsel van de visdief vooral uit ansjovis (*Engraulis aurita*) en Mugilidae (Dunn 1972). In Ghana worden voornamelijk sardines (*Sardinella aurita* en *Sardinella eba*) gevangen (Grimes 1977). Visdieven afkomstig uit Noord-Amerika eten in de overwinteringsgebieden (westkust Zuid-Amerika) voornamelijk krab, en in veel mindere mate vis. In hun broedgebied eten deze visdieven voornamelijk vis en soms krabben of insecten. Maar in de late zomer wordt in sommige kolonies al overgeschakeld op een voedselpakket met uitsluitend krabben. Het is voor de visdieven kennelijk geen probleem om over te schakelen op een andere voedselbron (Blokpoel *et al.* 1989). Ook wordt in de overwinteringsgebieden vaak vis gegeten die door vissers in het water wordt gegoooid (Cramp 1985). Dit gebeurt echter voornamelijk wanneer het voedsel schaars is. Visdieven die overwinteren in Trinidad (afkomstig uit Noord-Amerika), volgen vaak vissersboten om overboord geworpen, uit de netten ontsnapte of door het schroefwater omhooggedreven vis te bemachtigen. De sterns die in Trinidad overwinterden, waren in slechte conditie, hetgeen waarschijnlijk veroorzaakt werd door de slechte voedselomstandigheden (Blokpoel *et al.* 1982, 1984).

3.5.4 Voorjaarstrek

De trekbewegingen in het voorjaar zijn niet tegengesteld aan die in de herfst. In de herfst is er voldoende voedsel aanwezig in de oppervlaktewateren.

Opwellingen van voedselrijk koud water in de Golf van Guinea, langs de kust van Ghana, de Ivoorkust en in mindere mate langs de kust van Nigeria zorgen er in de herfst voor dat vissen zoals sardines (voornamelijk *Sardinella aurita*) in de bovenste waterlaag aanwezig zijn. In het voorjaar zijn er echter nauwelijks opwellingen van koud water en bevatten de kustwateren nauwelijks voedsel. De visdieven worden dan gedwongen om ver uit de kust, tot 600 km, hun voedsel te gaan halen, zodat ze dus of op zee rusten of de hele nacht blijven vliegen. Radarstudies en zichtwaarnemingen wijzen er dan ook op dat de meeste sterns in het voorjaar via open zee (Golf van Guinea) terugkeren naar hun broedgebied (Grimes 1977).

Niet alle jaarklassen keren terug naar het broedgebied. In hun tweede kalenderjaar blijven de meeste visdieven 's zomers in de wintergebieden. In het derde kalenderjaar trekken de meesten wel naar de broedgebieden, maar komen meestal niet tot broeden. Pas in het vierde kalenderjaar, wanneer de visdieven dus bijna drie jaar oud zijn, komt de meerderheid tot broeden (Austin 1942, Langham 1971, Nisbet 1978, Cramp 1985).

3.6 Plaats in de voedselketen

De visdief is een toppredator; hij eet voornamelijk vissen, kreeftachtigen en insecten (zie 3.3.2 en 3.3.3). Als vijanden en vooral als vijanden van zijn kuikens staan enkele roofvogels, meeuwen en zoogdieren bekend (zie 3.3.8) (fig. 15).

3.7 Populatiedynamiek

3.7.1 Populatieopbouw

De broedpopulatie op Cape Cod (USA) bestaat voor 0,8% uit eenjarige, 2,6% uit tweejarige, 17,7% uit driejarige en 20% uit vierjarige vogels. Het aandeel van de hogere leeftijdsgroepen neemt weer af (Austin & Austin 1956). Op Great Gull Island (USA) is ongeveer 8% van de vogels vier jaar, ongeveer 7% vijf jaar, meer dan 70% zes jaar of ouder en meer dan 50% tien jaar of ouder (DiCostanzo 1980). De populatiedynamiek wordt enerzijds bepaald door emigratie en mortaliteit, anderzijds door immigratie en reproductie.

3.7.2 Migratie

Immi- en emigratie is doorgaans van weinig belang voor de bepaling van de populatiegrootte. Vooral reproductie en mortaliteit bepalen de lokale populatiegrootte. In de literatuur vermelde waarden voor zowel immi- als emigratie tussen verschillende kolonies komen niet boven de 2% (Austin 1949, Austin 1951, Nisbet 1978, DiCostanzo 1980, Glutz von Blotzheim & Bauer 1982, Courtney & Blokpoel 1983). In het Deltagebied zijn enkele geringde visdieven gevangen die meestal binnen 20 km van hun geboortekolonie bleken te broeden. In het Land van Saeftinghe werd een broedvogel gevangen afkomstig uit de IJpolder bij Amsterdam (125 km) en als nestjong in de Europoort geringde vogels werden als broedvogel teruggedvangen op de Philipsdam (32 km) en op de Neeltje Jans (45 km) (Meininger 1989). Het is echter te verwachten dat in instabiele kolonies wel sprake is van een sterke immi- en emigratie. Het lijkt erop dat de kolonie op Griend na de vergiftigingsperiode in de jaren zestig alleen gegroeid kan zijn als er sprake is geweest van immigratie, hoewel het ook mogelijk is dat de verhouding tussen broedende en niet-broedende vogels is verschoven ten gunste van de broedende vogels (zie 3.7.5).

3.7.3 Reproductie

De maximale reproductieve periode bedraagt ongeveer 20 jaar (Austin & Austin 1956). De gemiddelde reproductieve periode bedraagt volgens DiCostanzo (1980) twaalf jaar. Pas in het vierde kalenderjaar, wanneer de visdieven dus bijna drie jaar oud zijn, is de meerderheid geslachtsrijp (Austin 1942, Langham 1971, Nisbet 1978, Cramp 1985).

Volgens Becker (1985) is het voor de grote kolonie op Minsener Oldeoog heel goed mogelijk om de jaren met een laag reproductiesucces op te vangen met jaren met een hoog broedsucces. Op Mellum was het broedsucces in sommige jaren zo laag dat dit niet mogelijk was. Om een populatie in stand te houden is een broedsucces van ongeveer 1,1 vliegvlug jong per paar nodig (Nisbet 1978, DiCostanzo 1980). Het lijkt erop dat het broedsucces van de visdief op

Griend te laag is om de populatie zonder immigratie in stand te houden (zie 3.1.9 en 3.7.5).

3.7.4 Mortaliteit

Verscheidene auteurs hebben de jaarlijkse mortaliteit van adulte visdieven geschat. De schattingen lopen uiteen van 7,5% tot 25% (tabel 5). Waarschijnlijk zijn de waarden van Austin & Austin (1956) en van Nisbet (1978) te hoog ingeschat. Deze studies hebben namelijk betrekking op een gemiddelde van verschillende kolonies. Sommige van deze kolonies waren klein, niet succesvol en vrij instabiel. Deze instabiliteit leidt tot een te hoge schatting van de mortaliteit. Bovendien betrof het een populatie die reeds sinds de jaren twintig afnam en zij laat daardoor misschien niet de juiste waarden zien voor een stabiele populatie. De studie van Großkopf (1964) laat eveneens een mortaliteit zien die waarschijnlijk te hoog is geschat. Op grond van studies aan *Stercorariidae* en andere *Laridae* valt te verwachten dat de jaarlijkse sterfte van de adulte visdieven rond de 10% ligt (DiCostanzo 1980).

Het percentage vliegvlugge jongen dat als broedvogel terugkeert in de kolonie, verschilt van jaar tot jaar. Volgens Nisbet (1978) bedroeg dit percentage 6-10 voor de periode 1940-1956 en 7-13 voor de periode 1970-1975; DiCostanzo (1980) geeft een waarde van 14,3. Volgens DiCostanzo (1980) is de waarde die Großkopf (1964) geeft (38%), enorm hoog. Normaal gesproken is de overlevingskans voor juveniele vogels veel lager dan die van adulte vogels (DiCostanzo 1980). Van alle terugmeldingen van dode visdieven die in Nederland als pullus zijn geringd in de periode 1970-1973 ($N = 121$), was iets meer dan 50% van de vogels in het eerste levensjaar (fig. 16). Het percentage terugmeldingen van vogels in het tweede tot het zevende levensjaar bedroeg per jaar ongeveer 5, hogere levensjaren maakten per jaar ongeveer 2% van alle terugmeldingen uit. Wanneer de frequentieverdeling van alle dood teruggemelde, in Nederland in de periode 1970-1984 als pullus geringde visdieven die niet ouder zijn geworden dan 7 jaar ($N = 387$) wordt bekeken (fig. 17), blijkt dat bijna 65% in het eerste levensjaar wordt teruggemeld, bijna 9% in het tweede, bijna 8% in het derde, bijna 6% in het vierde, iets meer dan 5% in het vijfde, bijna 6% in het zesde en bijna 4% in het zevende levensjaar. Uit deze gegevens blijkt duidelijk dat vooral in het eerste levensjaar een relatief hoge sterfte optreedt.

De gemiddelde leeftijd van alle dood teruggemelde in de periode 1970-1973 in Nederland als pullus geringde visdieven bedroeg 2,7 jaar. Het merendeel van de vogels kwam dus niet tot broeden.

Wanneer we ervan uitgaan dat de maximale leeftijd van een visdief 20 jaar bedraagt (hetgeen in werkelijkheid iets hoger ligt), het ringverlies te verwaarlozen is (hetgeen waarschijnlijk niet het geval is), alle geringde pulli ook werkelijk uitgevlogen zijn en de terugmeldingskans voor alle jaren en leeftijdscategorieën gelijk is, kan grofweg een terugmeldingskans berekend worden voor de periode 1970-1973 (in feite kan dit alleen maar gedaan worden voor 1970, omdat alleen voor dat jaar alle leeftijdscategorieën (0-20) vertegenwoordigd zijn, maar aangezien de steekproef dan wel erg klein wordt, zijn toch drie jaren aangehouden). In de periode 1970-1973 zijn in Nederland 9373 visdief-

kuikens geringd. Tot en met 1991 zijn hiervan 121 kuikens dood teruggemeld. De kans dat een geringde vogel dood wordt teruggemeld, bedraagt dus ongeveer 0,013. Gerekend met deze terugmeldingskans zouden 4725 vogels in het eerste levensjaar gestorven zijn (mortaliteit = 50,4%), in het tweede levensjaar zou de mortaliteit 11,67% hebben bedragen, in het derde levensjaar 22,6%, in het vierde levensjaar 17,1%, in het vijfde levensjaar 11,8%, in het zesde levensjaar 20,0%, in het zevende levensjaar 29,2%, in het achste levensjaar 11,8%, in het negende levensjaar 13,3%, in het tiende levensjaar 7,7%, in het elfde levensjaar 16,7%, in het twaalfde levensjaar 30% en in het dertiende levensjaar 28,8% (fig. 18). De gemiddelde mortaliteit na het eerste levensjaar zou dan 18,4% bedragen. Wanneer het twaalfde en dertiende levensjaar niet meegenomen wordt in de berekening (de mortaliteit is hier erg hoog in vergelijking met eerdere levensjaren en bovendien gebaseerd op slechts vijf terugmeldingen), zou de gemiddelde mortaliteit na het eerste jaar 16,2% bedragen. Deze getallen komen redelijk overeen met de mortaliteit voor adulte vogels zoals die in tabel 5 zijn gegeven. De gemiddelde overlevingskans van kuikens tot aan het vierde levensjaar bedraagt volgens deze berekening 33,9%, hetgeen wel erg hoog is vergeleken met de uit de literatuur bekende gegevens (zie boven). Uit de terugmeldingen van dood gevonden visdieven uit de periode 1915-1970 ($N = 350$) kan berekend worden dat de mortaliteit in het eerste levensjaar 73,3% heeft bedragen, in het tweede levensjaar 10,9% en in latere levensjaren 28,3% (A.J. Cavé). Volgens deze berekening is de mortaliteit van de adulte vogels enorm hoog vergeleken bij uit de literatuur bekende gegevens (tabel 5). De overleving tot aan het vierde levensjaar zou volgens deze berekening 17,1% bedragen, hetgeen eveneens hoog is vergeleken met uit de literatuur bekende waarden (zie boven).

De populatiedynamiek is moeilijk te bestuderen:

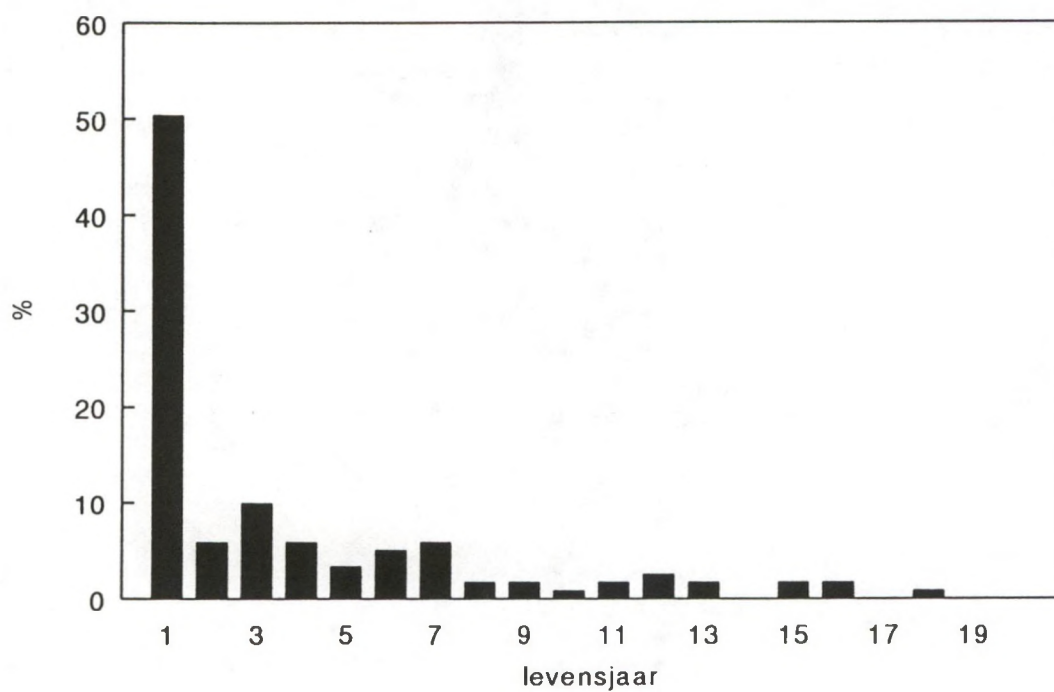
(1) het bepalen van de leeftijdspecifieke mortaliteit aan de hand van terugmeldingen van dood gevonden vogels kan zeer onbetrouwbare waarden opleveren (Lakhani & Newton 1983, Anderson *et al.* 1985),

(2) de mortaliteit tijdens de trek en overwintering is niet goed gedocumenteerd,

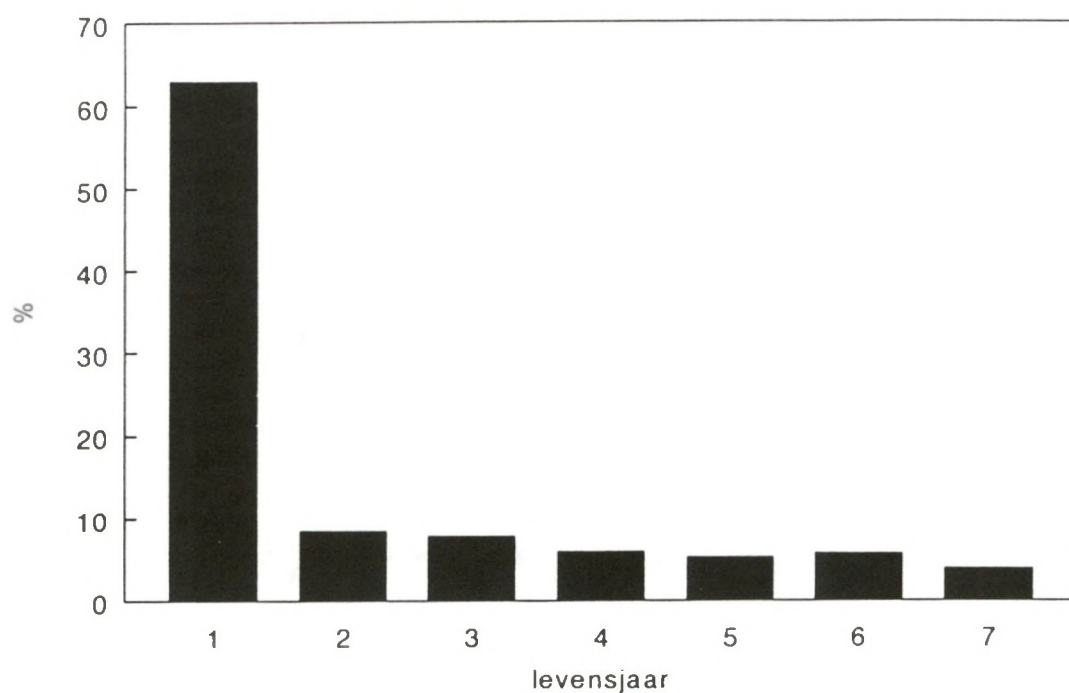
(3) het schatten van de mortaliteit aan de hand van het percentage opnieuw broedende adulte vogels stuit op methodologische problemen; het veelvuldig vangen van geringde adulte visdieven geeft een onacceptabele verstoring in de broedkolonie en bovendien krijgt men te maken met 'kooiangst'; nadat sterns eenmaal in een kooi gevangen zijn, vertonen zij vaak een grote weerstand tegen dergelijke kooien, waardoor een foutieve schatting wordt gemaakt (Nisbet 1978), en

(4) door slijtage kunnen de ringen binnen enkele jaren verloren gaan en is een nauwkeurige schatting niet meer mogelijk (Austin & Austin 1956, Hatch & Nisbet 1983). De slijtage van aluminiumringen bedraagt tussen de 4,1% en 6,6% gewichtsverlies per jaar. Bij een gewichtsverlies van 32-62% vallen de ringen van de poten van de visdief (ringmaat 3 = 4,8 mm doorsnede). De eerste ringverliezen treden op na vier tot vijf jaar en nemen exponentieel toe met 24% per jaar tussen het negende en zeventiende jaar. Na 8,8 jaar is de helft van het aantal ringen verloren gegaan. Roestvrijstalen ringen hebben een

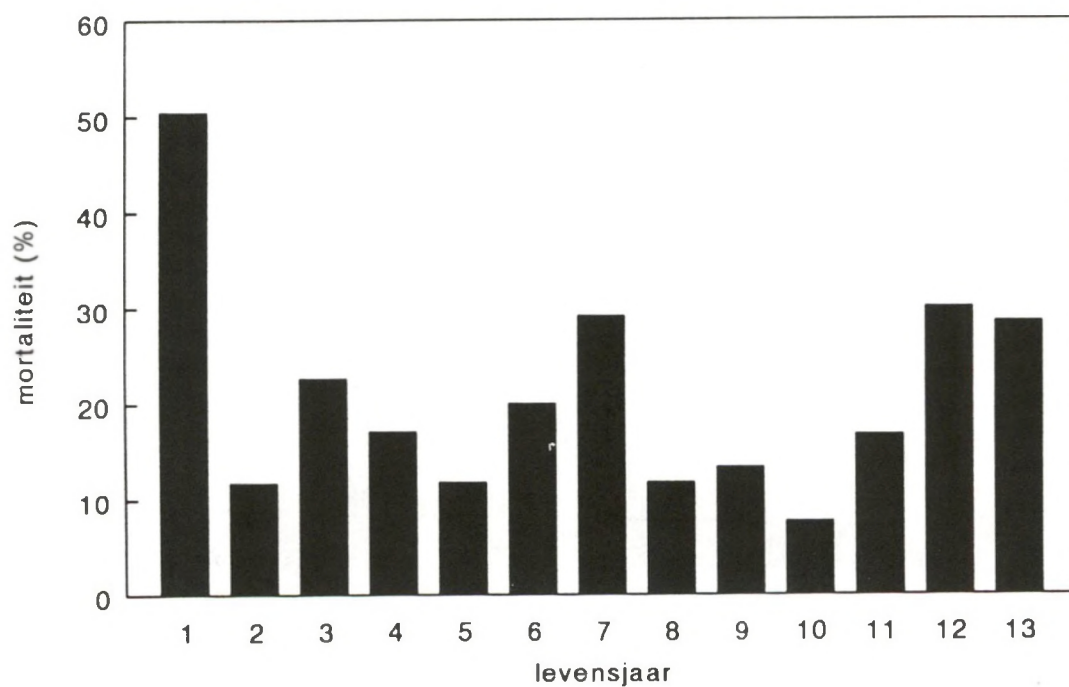
verwachte levensduur van minimaal 40 jaar en zijn dus veel geschikter (Hatch & Nisbet 1983).



Figuur 16. Terugmeldingen (in %) van in de periode 1970-1973 in Nederland als pullus geringde, doodgevonden visdieven (N = 121).



Figuur 17. Terugmeldingen (in %) van in de periode 1970-1984 in Nederland als pullus geringde, doodgevonden visdieven jonger dan 8 jaar ($N = 394$).



Figuur 18. Leeftijdsspecifieke mortaliteit van in de periode 1970-1973 in Nederland als pullus geringde visdieven ($N = 121$).

3.7.5 Populatiedynamisch model

Omdat slechts voor Griend een lange reeks van broedsuccessen bekend is, wordt een schatting van enkele populatieparameters alleen voor Griend gemaakt. De gemiddelde jaarlijkse populatiegroei op Griend over de periode 1981-1991 bedroeg 11% (tabel 6). Wanneer wordt uitgegaan van een populatie van 1000 visdieven (500 paren) in jaar X, zou dat betekenen dat in jaar X + 4 de populatie uit 1518 visdieven bestaat. Het gemiddelde broedsucces over de periode 1981-1991 bedroeg 0,35 vliegvlug jong per paar. De 1000 visdieven in jaar X zouden dus 175 jongen groot brengen. De kans dat vliegvlugge jongen vier jaar later in het broedgebied terugkomen (USA), varieert tussen 6-14,3% (Austin 1949, Austin & Austin 1956, Nisbet 1978, Dicostanzo 1980) (tabel 5). Alleen de waarde die Großkopf (1964) voor West-Duitsland geeft, ligt veel hoger (38%). Uitgaande van een kans van 6-14,3% komen in het jaar X + 4 10,5-25,0 visdieven terug in het broedgebied. De waarde van 38% zou vier jaar later 66,5 visdieven opleveren. De 10,5-25 rekruten maken 0,7-1,6% van de populatie in het jaar X + 4 uit (1518 visdieven). Uitgaande van 66,5 rekruten is dit 4,4% van de populatie in het jaar X + 4. Wanneer de 0,7-1,6% rekruten en de jaarlijkse populatiegroei van 11% worden gecombineerd, blijkt dat de populatie veel sneller gegroeid is dan op grond van rekrutering te verwachten is. Zelfs als een rekrutering van 4,4% wordt genomen is de populatiegroei nog tweemaal groter dan alleen op grond van rekrutering te verwachten is. Er zou dus sprake moeten zijn van een enorme immigratie om de populatiegroei op Griend te kunnen verklaren. Uitgaande van de in de literatuur bekende jaarlijkse mortaliteit van adulte vogels (7,5-25%) (Austin 1949, Austin & Austin 1956, Grosskopf 1964, Nisbet 1978, Dicostanzo 1980) en een rekruteringspercentage van 0,7-1,6% zou de populatie op Griend jaarlijks ongeveer 6-24% hebben moeten afnemen. Dit betekent dat de gemiddelde jaarlijkse immigratie in de periode 1981-1991 ongeveer 17-35% van de populatie zou hebben bedragen om een jaarlijkse populatiegroei van 11% mogelijk te maken. Zelfs bij een rekruteringspercentage van 4,4% zou er nog een jaarlijkse immigratie van ongeveer 14-32% hebben plaatsgevonden. Uiteraard moeten deze getallen als tentatief gezien worden, daar er bij het vaststellen van alle gebruikte parameters schattingsfouten gemaakt kunnen zijn. Het vaststellen van de populatiegrootte en het broedsucces gebeurt op grond van een schatting. Bovendien is het broedsucces in de vernoemde periode erg laag als gevolg van enkele jaren met zeer slechte weersomstandigheden. Ook de in de literatuur bekende mortaliteitsparameters zijn onbetrouwbaar, hetgeen blijkt uit de enorme spreiding. Wanneer wordt uitgegaan van een broedsucces van 1,1 vliegvlug jong per paar, wat volgens Nisbet (1978) nodig is om een populatie in stand te houden, zou de jaarlijkse rekrutering in de periode 1981-1991 op Griend 2,2-13,8% hebben bedragen. In dat geval zou de jaarlijkse immigratie 4,7-33,8% hebben bedragen. Bovendien hoeft het niet zo te zijn dat alle immigratie werkelijk immigratie was. Het zou ook kunnen zijn dat de verhouding broedende en niet-broedende vogels op Griend is verschoven ten gunste van de broedende vogels. Het feit dat het broedsucces op Griend in genoemde periode te laag was om de populatie zonder immigratie met 11% te doen stijgen, lijkt echter zeer waarschijnlijk. Gerekend met de eigen mortaliteitgegevens (zie 3.7.4), een broedsucces van 0,35 vliegvlug jong per paar en een populatiegroei van 11% zou de rekrutering 3,9% en de immigratie 23,3% hebben bedragen. Bij een broedsucces van 1,1 jong per paar zou de immigratie 14,9% hebben bedragen. Uitgaande van de mortaliteitsberekening van A.J. Cavé (zie 3.7.4), een broedsucces van 0,35

jong per paar en een populatiegroei van 11% zou de immigratie 37,3% hebben bedragen en bij een broedsucces van 1,1 jong per paar 33,1%.

Om de populatie op Griend zonder immigratie in stand te houden, zou de jaarlijkse mortaliteit van de adulte vogels gelijk moeten zijn aan de jaarlijkse rekrutering. Dit zou betekenen dat de rekrutering in 1981-1991 jaarlijks 7,5-25% had moeten bedragen. Uitgaande van een overlevingskans voor jonge vogels van 6-14,3% zou het broedsucces dan 1,05-8,3 hebben moeten bedragen. Bij een overlevingskans voor jonge vogels van 38% (Grosskopf 1964) zou het broedsucces 0,39-1,3 hebben moeten bedragen. Bij een overlevingskans van jonge vogels van 71,76% en 83,82% van adulte vogels (eigen berekening zie 3.7.4) zou het broedsucces 0,47 hebben moeten bedragen. Bij een overlevingskans van 62,5% van jonge vogels en 71,7% van adulte vogels (A.J. Cavé) zou het broedsucces 0,91 hebben moeten bedragen.

Uitgaande van een gemiddelde reproductieve periode van twaalf jaar (Dicostanzo 1980), een gemiddelde broedsucces op Griend van 0,35 vliegvlug jong per paar en een overlevingskans voor vliegvlugge jongen tot aan het vierde jaar van 6-14,3% (Austin 1949, Austin & Austin 1956, Nisbet 1978, Dicostanzo 1980), zou een individu op Griend in zijn leven 0,13-0,30 geslachtsrijpe nakomelingen produceren, hetgeen te laag is om de populatie in stand te houden. Uitgaande van een overlevingskans van 38% voor juveniele vogels (Grosskopf 1964), zou dit 0,8 geslachtsrijpe nakomeling opleveren. Om de populatie in stand te houden, zou iedere broedvogel één geslachtsrijpe nakomeling moeten produceren. Bij een overlevingskans voor juveniele vogels van 6-14,3% zou het broedsucces dan 1,2-2,8 vliegvlugge jongen per paar moeten zijn en bij een overlevingskans voor juveniele vogels van 38% 0,44 vliegvlug jong per paar. Uitgaande van een overlevingskans van juveniele vogels van 0,72 (eigen berekening zie 3.7.4), zou het broedsucces 0,23 vliegvlug jong per paar hebben moeten bedragen. Bij een overlevingskans van 62,5% (A.J. Cavé) zou het broedsucces 0,27 vliegvlug jong per paar hebben moeten bedragen. Deze getallen liggen iets lager dan de berekening van het benodigde broedsucces op grond van de jaarlijkse mortaliteit van adulte vogels (zie boven).

4 INGREEP-EFFECT RELATIES

4.1 Antropogene verstoring

Het lange-termijneffect van de verstoring door menselijke activiteiten is moeilijk te achterhalen, omdat de vogels na verstoring vaak op een andere plaats opnieuw gaan nestelen. Maar het is duidelijk dat verstoring door recreanten, fotografen en natuurliefhebbers leidt tot (1) het massaal opvliegen van de oudervogels, waardoor het nest tijdelijk wordt blootgesteld aan predatie door bijvoorbeeld zilver- of kokmeeuwen, die doorgaans eerder aan de grond komen dan de visdieven, en aan weersinvloeden, (2) het verjagen van kuikens, waardoor ze in een vreemd territorium terecht kunnen komen, waar ze doodgepikt kunnen worden of in het water worden gedreven waar ze niet meer uit kunnen komen, of (3) het vertrappen van eieren of kuikens (Lemmetyinen 1971, Burger & Lesser 1978, Courtney & Blokpoel 1983). Erwin (1989) vond dat bij het naderen van een kolonie de gehele kolonie opvloog als de menselijke indringer gemiddeld 142 m van de kolonie verwijderd was. De vogels bleven gemiddeld 1,2 min in de lucht.

Dat antropogene verstoring een doorslaggevende factor voor sterns kan zijn, valt te zien bij een broedpopulatie van dwergsterns in New Jersey (USA). Meer dan 50% van de broedverliezen wordt hier geweten aan menselijk verstoring. Doordat hier in de tweede helft van deze eeuw het toerisme, met name de strandrecreatie, enorm is toegenomen, kunnen de sterns alleen nog broeden in beschermde gebieden (Gochfeld 1978, Burger 1984). Ook de achteruitgang van de dwergstern in Nederland, met name op Vlieland, in het Deltagebied en in het Zwin is een gevolg van de toegenomen recreatie op stranden (Spaans & Swennen 1968, Beijersbergen & Meininger 1980). In New Jersey (USA) werden de visdieven door herhaaldelijke verstoring door recreanten gedwongen hun oorspronkelijke broedplaatsen, gelegen op zandstranden, te verlaten en zich te vestigen op drijvende vegetatiematten in kweldergebieden. Laatstgenoemde broedplaatsen worden echter vaker overstroomd bij hoog water en kennen een hogere predatiedruk dan de nesten die zich op zandstranden bevinden (Burger & Lesser 1978, Erwin 1980, Storey 1987). Vliegvlugge kuikens uit een kolonie op West End Beach (USA) gebruikten veelal een openbare weg die naar het strand leidde, om het vliegen te oefenen. Vaak werden de kuikens aangereden door auto's. In één seizoen werden zo 1400 kuikens doodgereden, hetgeen meer dan 50% van het totale aantal jongen betrof. Wanneer de sterns herhaaldelijk weinig jongen grootbrengen, zoeken de adulte vogels een nieuwe, meer rustige broedplaats op (Gochfeld 1978). Vooral wanneer verstoring plaatsvindt tijdens de vestigingsfase, wordt een gebied snel verlaten (P.L. Meininger). In het Deltagebied kwam de visdief vroeger als broedvogel verspreid over een groot aantal kolonies voor. Als gevolg van de sterk toegenomen recreatie werd de soort gedwongen om zich meer geconcentreerd op slechts enkele plaatsen te vestigen (Beijersbergen 1980). In de jonge duintjes op het Verklikkerstrand (Schouwen-Duiveland) is de visdief aan het einde van de jaren vijftig door de toegenomen recreatie verdwenen. Ook op de Slijkplaat in het

Haringvliet zijn in 1979 nagenoeg alle broedende visdieven verdreven door het veelvuldige bezoek van recreanten (Beijersbergen & Meininger 1980). In de jaren daarna werden recreanten uit dit gebied geweerd en konden de visdieven weer zonder verstoring het broedseizoen volbrengen (P.L. Meininger).

4.2 Geluidhinder

De meningen over de invloed van geluidhinder zijn nogal verdeeld. Volgens Blok (1964) zou de geluidhinder veroorzaakt door militaire activiteiten op Vlieland, vooral bij sterns en kluten een gestoorde communicatie tussen baltende individuen en tussen ouders en jongen teweegbrengen. Bovendien kunnen paniekreacties ertoe leiden dat de ouders tijdelijk hun nest in de steek laten, waardoor de kans op predatie wordt verhoogd. Laagvliegende helikopters en vliegtuigen kunnen het opvliegen van een volledige broedkolonie veroorzaken (Goethe *et al.* 1980). Volgens Dunnet (1977) veroorzaken helikopters en vliegtuigen die hoger vliegen dan ongeveer 150 m boven de zeespiegel, geen verstoring bij broedende vogels. Alleen bij drieteenmeeuwen (*Rissa tridactyla*) trad enige verstoring op. Er is echter ook waargenomen dat helikopters wanneer ze hoger vlogen dan 150 m, de oorzaak waren van het opvliegen van een gehele kolonie (P.L. Meininger). Het vrijwel totaal mislukken van het broedseizoen van de bonte stern (*Sterna fuscata*) in 1969 op Dry Tortugas (USA) lijkt te wijten te zijn aan het passeren van straaljagers. Bijna alle nesten werden tijdens het broedseizoen verlaten en bevatten halfvolgroeide dode embryo's. Hoewel de knallen veroorzaakt door straaljagers die de geluidsbarrière passeerden, soms zo hard waren dat de ruiten in de omgeving sprongen en dagelijks voorkwamen, kon geen schade aan de eieren worden aangetoond (Austin *et al.* 1970). Volgens andere auteurs zijn eieren bestand tegen zulke knallen (Wilson 1971, Cottureau 1978, Lynch & Speake 1978). De sterns op Dry Tortugas hadden wel duidelijk last van de straaljagers: bij het passeren van een straaljager vlogen de vogels vaak massaal op. Het is echter onduidelijk of dit inderdaad de oorzaak was voor het mislukken van het broedseizoen, want ook de te hoge vegetatie, waardoor het voor de sterns moeilijk was om te landen, kan hiervan de oorzaak zijn geweest (Austin *et al.* 1970). Bij de zilvermeeuw is een duidelijke relatie aangetoond tussen de geluidsintensiteit van passerende vliegtuigen en het aantal opvliegende vogels. Subsonische vliegtuigen veroorzaakten geen verstoring, in tegenstelling tot supersonische vliegtuigen die veel meer lawaai maken, knallen veroorzaken wanneer ze de geluidsbarrière doorbreken en waarvan de lage geluidsfrequenties trillingen veroorzaken. Bovendien bleek hier duidelijk dat het massaal opvliegen van de vogels een verhoogde predatie, alsmede een verhoogd aantal conflictsituaties waarbij veel eieren braken, tot gevolg had (Burger 1981). Er zijn echter ook voorbeelden bekend van ogenschijnlijk ongestoord broedgedrag in een zeer luidruchtige omgeving. Amerikaanse dwergsterns gevestigd tussen twee startbanen voor straaljagers, bleven gewoon op hun nest zitten tijdens vlieg oefeningen (Altman & Gano 1984). Tijdens schietproeven nabij een broedende lepelaarkolonie (*Platalea leucorodia*) in het Zwanenwater werden geen gedragsveranderingen waargenomen (Rooth & Timmerman 1965). En ook een voor menselijke verstoring zeer kwetsbare soort als de Noordamerikaanse wilde kalkoen (*Meleagris gallopavo*) bleek ongevoelig voor lawaai (Lynch & Speake 1978). Alle auteurs wijzen er echter op dat hun onderzoek slechts een

korte periode van het broedseizoen heeft betroffen. Het zou heel goed kunnen zijn dat wanneer de geluidhinder reeds in de vestigingsfase aanwezig is, deze plaatsen mogelijk gemeden worden om te broeden. Bovendien is het best mogelijk dat ogenschijnlijk ongestoorde vogels toch onder een hoge stress leven en daardoor een lagere reproductie of verhoogde kans op ziektes kunnen hebben dan zonder lawaai broedende vogels (Platteeuw 1986).

4.3 Rustverstoring

Honden zijn geen predatoren, maar kunnen wel grote paniek in een broedkolonie veroorzaken, 'waarschijnlijk vanwege hun vosachtige uiterlijk' (Courtney & Blokpoel 1983). Nachtelijke verstoring door predatoren kan als gevolg hebben dat de oudervogels 's nachts het broedgebied verlaten, waardoor de uitkomstdatum van de eieren verlaat wordt (Nisbet 1975).

4.4 Veranderingen in het landschap

Op de eerste plaats dragen de vogels zelf bij tot veranderingen in het landschap, doordat de uitwerpselen de natuurlijke plantensuccessie beïnvloeden. Voortschrijdende plantengroei verdrijft de broedvogels. Eerst verdwijnen de dwerg- en noordse stern, daarna de visdief en de grote stern. In veel gebieden zijn de veranderingen in de broedvogelstand van sterns hieraan toe te schrijven (Duitsland: Wangerooge, Scharhörn, Minsener Oldeoog, Knechtsand). De succesie werd hier vroeger door overstromingen vaak tenietgedaan, maar tegenwoordig zijn de kusten dermate tegen hoog water beschermd dat dit niet meer het geval is. Het aantal geschikte broedhabitats voor sterns aan de Duitse kust is hierdoor afgenomen, terwijl dat voor meeuwen juist is toegenomen. Ook het beplanten van zandvlakten en duinen heeft successie in de hand gewerkt. Nieuwe broedhabitats zijn er daarentegen nauwelijks bijgekomen (Becker & Erdelen 1987). In Nederland zijn eveneens veel voorbeelden bekend van aantasting van broed- en voedselgebieden van visdieven. Inpoldering, ruilverkaveling, ontwatering, het in gebruik nemen als militair oefenterrein, het aanleggen van dijken en dammen, industrialisatie, recreatie en woningbouw hebben reeds veel visdieven uit hun oorspronkelijke broedgebied verdreven (Braaksma 1958). Door de afsluiting van de Zuiderzee (1932) werden de getijbewegingen in de Waddenzee geïntensiveerd, waardoor vaker dan voorheen zeer hoge waterstanden voorkwamen en de stroomrichting in het westelijke deel van de Waddenzee veranderde. Voor het eiland Griend betekende dit een grote bedreiging. Mede hierdoor verdween de oorspronkelijke vegetatie binnen twee à drie jaar en maakte plaats voor een veel ijlere begroeiing van annuellen. Grote delen van het eiland werden daardoor veel gevoeliger voor erosie, waardoor het voortbestaan van Griend in gevaar kwam. In 1973 werd begonnen met de aanleg van een zanddijk aan de westzijde van het eiland. In 1988 werd een nieuwe dijk aangelegd aan de west-, noord- en oostzijde, waardoor het voortbestaan van dit belangrijke broedgebied voorlopig is verzekerd (Brouwer *et al.* 1950, Veen & Van de Kam 1988). Rond Amsterdam broedden visdieven op opgepoten terreinen bestemd voor de woningbouw. Door de sinds 1950 gestage groei van de stad werden steeds nieuwe terreinen

opgespoten, zodat voortdurend nieuwe broedplaatsen vrijkwamen. Tegenwoordig zijn dergelijke plaatsen nauwelijks meer aanwezig en hebben de visdieven een tweetal verkeerspleinen als broedgebied gekozen. Zonder jaarlijks onderhoud door de mens zouden ook deze hun functie als broedplaats verliezen. Door de geplande aanleg van een tracé voor de sneltram is ook het voortbestaan van deze broedplaats bedreigd (Groen 1992). In het Deltagebied hebben veranderingen in het landschap, zoals het afsluiten van zeearmen en het opspuiten van terreinen, geleid tot nieuwe vestigingsmogelijkheden voor sterns. De meest ingrijpende veranderingen in het Deltagebied voor broedvogels waren het permanent droogvallen van grote delen van het Markiezaat (1984), Zoommeer (1986) en Krammer-Volkerrak (1987). Het aantal broedgevallen van de visdief nam op deze plaatsen na het droogvallen snel toe. In de Oosterschelde nam het aantal broedende visdieven af als gevolg van het verloren gaan van allerlei als broedgebied geschikte werkterreinen. In het gehele Deltagebied is het aantal broedende visdieven in de periode 1979-1990 in tegenstelling tot de rest van Nederland enorm toegenomen (zie ook fig. 7). Het afsluiten van de zeearmen veroorzaakt echter een snelle successie van de vegetatie, waardoor het heel goed mogelijk is dat ook hier de sterns binnen enkele jaren grotendeels verdreven worden. Een goed beheersbeleid zou dit kunnen voorkomen (Meininger 1986, 1991).

4.5 Jacht

In het begin van deze eeuw hadden de sterns veel te lijden van de jacht. Duizenden sterns, vooral visdieven en noordse sterns, werden toen geschoten om als versiering op dameshoeden te dienen. Hierdoor zijn de vogels overal sterk in aantal achteruitgegaan. Sinds de inwerkingtreding van de Vogelwet 1912 zijn de sterns wettelijk beschermd, is de jacht gestopt en zijn de sterns weer in aantal toegenomen (b.v. Braaksma 1958, Spaans & Swennen 1968, Dijkse & Dijkse 1977).

Een groot aantal terugmeldingen van sterns in West-Afrika is toe te schrijven aan het vangen van deze vogels door de plaatselijke jeugd (Ripley 1977, Mead 1978, Dunn 1981, Meininger 1988, Dubois & Rouge 1990, Staav 1990). Het betreft hierbij voornamelijk reuzensterns (*Sterna caspia*), koningssterns (*Sterna maxima*), zwarte sterns (*Chlidonias niger*), witvleugelsterns (*Chlidonias leucopterus*), visdieven en grote sterns. De sterns worden gevangen met strikken en met lijnen met haken waaraan een vis bevestigd is. Ook vangen met netten, gooien van stenen en schieten worden wel als vangmethode gebruikt. Dit vangen gebeurt plaatselijk op vrij grote schaal. In Senegal worden jaarlijks naar schatting 5000 tot 20 000 sterns op deze manier gevangen (Meininger 1988, Meininger & Boerma 1988). Ook in Ghana, Ivoorkust, Togo, Gabon en Nigeria worden aanzienlijke aantallen sterns gevangen (Grimmett 1987, Staav 1990). In Ghana zijn al enige maatregelen genomen, zoals het verspreiden van pamfletten en afspraken met de dorpsleiders, om deze vangst zoveel mogelijk te beperken (Ripley 1977). Of deze maatregelen hun vruchten hebben afgeworpen, is niet bekend. In de overwinteringsgebieden in Trinidad (Zuid-Amerika) worden visdieven gevangen door een lading vers gevangen vis op het strand uit te spreiden en vervolgens de foeragerende sterns met de hand te vangen. Een andere techniek die hier wordt toegepast, is om 's nachts de

rustende sterns met licht te verblinden en vervolgens een net over de groep sterns te werpen. Hierbij kunnen in één worp wel 200 visdieven worden gevangen (Blokpoel *et al.* 1982).

4.6 Eierrapen

Tegenwoordig komt het rapen van eieren nauwelijks meer voor. In het begin van deze eeuw werden echter aanzienlijke aantallen sterneëieren verzameld. Van Schouwen, Vlieland, Texel en Griend is bekend dat het rapen van eieren in het begin van deze eeuw enorme proporties aannam (Van Dobben 1934, Brouwer *et al.* 1950, Dijkse & Dijkse 1977, Beekman 1980, Veen & Van de Kam 1988). Nadat in 1914 sterns wettelijk beschermd werden (Vogelwet 1912), stopte op de meeste plaatsen het eierrapen. Op Schouwen zijn nog tot 1953 sterneëieren geraapt. Het rapen van eieren was hier gericht op 'wise use' exploitatie. Van half april tot half juni mochten eieren geraapt worden, daarna liet men de vogels met rust (Beekman 1980). Een dergelijk exploitatiesysteem werd destijds ook op Vlieland toegepast (A.L. Spaans). Op Griend en Texel zijn ook tijdens de Tweede Wereldoorlog aanzienlijke hoeveelheden eieren geraapt (Braakma 1958, Rooth & Mörzer Bruijns 1959, Dijkse & Dijkse 1977). Uit figuur 6 blijkt duidelijk dat de visdief zowel in het begin van deze eeuw als tijdens de Tweede Wereldoorlog enorm in aantal is achteruitgegaan. Het rapen van eieren was mede een oorzaak van deze achteruitgang (zie ook 2.2).

4.7 Visserij

De noordse sterns op de Shetland Eilanden hebben van 1984 tot 1990 vrijwel geen jongen grootgebracht. Dit wordt voor het grootste deel geweten aan het verdwijnen van de jongere jaarklassen (0-groep) van de zandspiering. Deze vispopulaties zijn in toenemende mate geëxploiteerd voor de vismeelindustrie. Nadat de visserij op zandspiering gestopt was, hadden de noordse sterns in 1991 weer een goed broedseizoen. Er is echter geen causaal verband tussen de visserij en het lage broedsucces aangetoond (Heubeck 1988, Anonymous 1991). Nadat de haringstand in 1969 volledig in elkaar stortte, mislukte het broedseizoen voor papagaaiduikers en zeekoeten op Røst (Noorwegen) bijna twintig jaar in successie (1969-1989). De broedpopulaties van beide soorten zijn hierdoor enorm in aantal achteruitgegaan. De enorme afname van de zeekoetenpopulatie (90%) in de Barentsz Zee in 1986-1987 werd waarschijnlijk veroorzaakt door de ineenstorting van de loddepopulatie (Vader 1990, Anker-Nilssen & Barrett 1991). In de Noordzee heeft visserij tot een drastische afname van enkele vissoorten geleid. Met name de haring- en makreelstand is sinds 1954 tot het midden van de jaren zeventig afgenomen (Rauck 1978, Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1980, Winters 1980). In de periode 1977-1988 is de haringstand in de Noordzee echter weer toegenomen. De sprotstand in de Noordzee vertoonde juist een enorme toename in de periode 1966-1976. Sinds 1977 is de sprotstand weer afgenomen tot een dieptepunt in 1986, waarna de sprot weer in aantal is toegenomen. De vangst van zandspiering in de Noordzee is in de periode 1950-1988 enorm gestegen (Camphuysen 1990). Voor zandspiering geldt dat de trend zoals die te zien is in de vangst, overeen-

komt met de aanwezigheid van deze soort (A. Corten). Zodat geconcludeerd kan worden dat de zandspiering eveneens enorm is toegenomen in de periode 1950-1988. De schol is aan het einde van de jaren zestig enorm toegenomen in de Noordzee, veroorzaakt door een enorme piek in het aantal jonge schol in 1963. Na 1968 nam het aantal volwassen schol weer af. In de periode 1970-1988 is de stand van de volwassen schollen in de Noordzee vrijwel constant gebleven (Rijnsdorp *et al.* 1991). In de zuidelijke deel van de Noordzee is ongeveer hetzelfde beeld te zien voor de haringstand als in de totale Noordzee, namelijk een afname in de periode 1967-1975, daarna weer een toename tot 1986 (Corten 1990). In de Nederlandse Waddenzee is de dichtheid van zowel adulte als jonge haringen in de periode 1960-1973 afgenomen (Bergman 1989). De sprotstand in het zuidelijke deel van de Noordzee vertoonde gedurende de laatste decennia twee kleine pieken, namelijk in 1975 en in 1980. In de periode 1981-1986 is de sprot in dit deel van de Noordzee weer afgenomen (Corten 1990). In het zuidelijke deel van de Noordzee is de dichtheid van de zandspiering in de periode 1972-1989 vrijwel constant gebleven (A. Corten). Er is echter niets bekend over de gevolgen van de veranderingen in de visstand voor de visdief. Bovendien is de visdief afhankelijk van de lokale voedselsituatie en hebben de hierboven genoemde gegevens betrekking op een relatief groot deel van de Noordzee of zelfs de gehele Noordzee.

4.8 Eutrofiëring

De helderheid van het water is van groot belang voor de visdief. Het foerageren op vis gebeurt visueel en het vangsucces is dus sterk afhankelijk van de helderheid van het water. Het is niet bekend binnen welke range van turbiditeit de visdief kan foerageren. Wel is bekend dat de visdief ten opzichte van de noordse stern ondiepe, wat eutrofe wateren prefereert (Boecker 1967, Lemmetyinen 1973b), waar meer grotere vis aanwezig is (Lemmetyinen 1974, 1976). Deze voorkeur voor iets eutrofere wateren is niet alleen een gevolg van de aanwezigheid van iets grotere vis, maar ook van de invloed van de turbiditeit op de diepte waar de vis zich bevindt. In helder water vermijden de vissen het wateroppervlak. Visdieven lijken dan ook juist de iets minder heldere wateren op te zoeken, omdat hier meer vis aan de oppervlakte aanwezig is (Safina & Burger 1988a).

De laatste decennia is er sprake van een toenemende eutrofiëring van de kustzone van de Noordzee en de estuaria. In het westelijke deel van de Waddenzee is de fosfaatconcentratie sinds 1950 enorm toegenomen door de hoge fosfaat-input via de Rijn en ook door de sterk gestegen toevoer van organisch materiaal uit de Noordzee, hetgeen via afbraakprocessen eveneens leidt tot een verhoogde fosfaatconcentratie. De primaire produktie van phytoplankton in het Marsdiep is in de periode 1976-1982 verdubbeld en bedroeg in 1982 ongeveer 300 g C.m^{-2} . Ook in het Eems-estuarium is de phytoplankton- produktie in de periode 1973-1980 bijna verdubbeld en bedroeg in 1980 $400\text{-}500 \text{ g C.m}^{-2}$. Waarschijnlijk is de primaire produktie door phytoplankton in de meer turbide delen van de Waddenzee (het centrale deel van de Waddenzee) waar licht limiterend is, niet toegenomen.

Verscheidene auteurs wijzen erop dat de verhoogde planktonproductie een mogelijk oorzaak was van een versnelde groei van de haring. De haring was misschien daardoor in de jaren zeventig al in het derde levensjaar geslachtsrijp, terwijl de haring vóór 1953 pas in het vierde jaar tot voortplanting kon komen (Postuma *et al.* 1965, De Veen 1971, Zijlstra 1972, Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1980, Cadée 1984, 1986, zie ook Gerlach 1987). In de jaren tachtig was er echter geen sprake meer van een groeiversnelling en was de haring ook weer in het vierde jaar geslachtsrijp. De groeiversnelling in de jaren zeventig lijkt dan ook niet veroorzaakt te zijn door een toegenomen phytoplanktonproductie maar was eerder een dichtheidsafhankelijk effect, aangezien de haringstand in die periode een dieptepunt kende (A. Corten). De groeisnelheid van schol is in de jaren zestig eveneens toegenomen. Hier was waarschijnlijk geen sprake van een dichtheidsafhankelijk effect. Het is mogelijk dat de toename van de groeisnelheid bij deze soort samenhangt met de voedselbeschikbaarheid en de dichtheid van predatorvissen (Rijnsdorp *et al.* 1991). Wat de consequenties waren van de groeiversnelling van de haring en schol voor de visdief, is onbekend.

4.9 Verontreiniging

4.9.1 Chloorkoolwaterstoffen, PCB's en zware metalen

In het westelijke deel van de Waddenzee is tussen 1964 en 1968 een grote sterfte onder vogels geconstateerd, met name de visdief, noordse stern, grote stern, eidereend (*Somateria mollissima*), zilvermeeuw, lepelaar en fuut (*Podiceps cristatus*). Deze massale sterfte valt toe te schrijven aan verontreiniging van het Waddengebied door pesticiden (voornamelijk dieldrin, aldrin en telodrin), afkomstig van een fabriek in de Nieuwe Waterweg (Koeman 1971, 1975). Uit tabel 7 kan geconcludeerd worden dat deze vogels zeer waarschijnlijk zijn vergiftigd door telodrin en dieldrin (Koeman 1971). Verscheidene soorten, vooral de grote stern en eidereend, zijn toen door deze vergiftiging fors in aantal achteruitgegaan. Het aantal broedparen van de visdief in de Nederlandse Waddenzee is in enkele jaren afgenomen van enkele tienduizenden paren in de jaren vijftig tot enkele duizenden paren in het begin van de jaren zeventig (Rooth & Jonkers 1972, Rooth 1980). Ook in het Deltagebied is de soort aan het einde van de jaren vijftig enorm achteruitgegaan. De industrie reageerde snel op deze ontwikkelingen, met als gevolg dat de pesticidenconcentraties in het milieu weer zijn afgenomen, de mortaliteit gedaald en de getroffen soorten weer in aantal zijn toegenomen (Rooth 1980), hoewel de visdief het niveau van vóór 1950 niet meer bereikt heeft. In de Duitse Waddenzee lagen de concentraties dieldrin, telodrin en DDE in visdiefeieren in 1981 en 1986 aanzienlijk lager dan in de jaren zestig (tabel 8). De concentraties die gemeten zijn in de jaren tachtig, zijn zo laag dat ze weinig invloed meer zullen hebben op vogels (Becker 1991). Tegenwoordig bestaat een belangrijk deel van de verontreinigende stoffen uit industriële chemicaliën, zoals PCB's en zware metalen. Via de Rijn komen tegenwoordig aanzienlijke hoeveelheden zware metalen, vooral lood, kwik, ijzer, cadmium en chroom, in de Noordzee terecht (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1980), hoewel de belasting van de Rijn met deze stoffen

sinds de jaren zeventig aanzienlijk is gedaald (Coördinatie-commissie voor de metingen van radioactiviteit en xenobiotische stoffen 1989, 1991). In sommige gebieden in de Duitse Bocht, vooral in het Elbe-estuarium, zijn de concentraties van PCB's en kwik in visdiefieren verontrustend hoog (tot resp 22,3 ppm versgewicht en 7,4 ppm versgewicht) (Becker *et al.* 1985a, 1985c, 1988). Op grond van gegevens voor andere soorten is het echter niet aannemelijk dat het broedsucces van de visdief hierdoor is gedaald (Becker 1989). Het uitkomst-succes in de Jade Busen (Duitsland) wordt niet gereduceerd door verontreiniging (het uitkomstsucces bedraagt hier gemiddeld 86%) (Becker 1991). Het is echter heel goed mogelijk dat onder ongunstige omstandigheden, zoals voedseltekort, de concentraties in de weefsels toenemen (Koeman *et al.* 1967b, 1971, Heidmann *et al.* 1987b), zodat dit uiteindelijk toch zijn uitwerking heeft op het uitkomstsucces. Verder is de Jade Busen juist het minst verontreinigd en kan het best zo zijn dat in de meest verontreinigde delen van de Waddenzee het uitvlieg-succes wel gereduceerd is (Becker 1991).

Recente gegevens van concentraties aan verontreinigde stoffen in eieren of weefsels van de visdief in Nederland zijn helaas nauwelijks bekend. Alleen zijn een dood gevonden adulte visdief (hoewel op grond van het vermelde gewicht van deze visdief, namelijk 250 g, gesteld kan worden dat dit of geen visdief was of een typfout is gemaakt), een dood gevonden juveniele visdief en enkele visdiefieren afkomstig uit het Westerscheldegebied geanalyseerd (helaas is er geen jaartal bekend) (tabel 9, 10). Op grond van vergelijking met literatuurwaarden van watervogels concludeert Eys (1990) dat de gevonden koperconcentraties waarschijnlijk geen effect hebben op de reproductie. De gevonden PCB- en in mindere mate kwikconcentraties zijn volgens Eys (1990) dermate hoog dat wel een effect te verwachten is. Voor de stoffen zink, lood en cadmium konden geen uitspraken gedaan worden. Helaas is de steekproef uitermate klein en is bij het vergelijken van literatuurwaarden vaak van andere soorten uitgegaan. Gezien de vaak grote verschillen tussen de verschillende trofische niveaus en zelfs binnen trofische niveaus (Koeman 1971, Heidmann *et al.* 1987a) kan dit een verkeerd beeld opleveren. Afgaande op de letale en subletale gehalten voor verschillende vogelsoorten gepresenteerd in dit ecoprofiel (zie 4.10), kan geconcludeerd worden dat naast de reeds genoemde stoffen ook de gevonden PCB- en kwikgehalten in visdiefweefsel of eieren langs de Westerschelde waarschijnlijk geen effect op de reproductie zullen hebben. Uit onderzoek naar microverontreinigingen in de visdief afkomstig uit de broedkolonies op de Slijkplaat (Haringvliet) en Hellegatsplaten (Volkerakmeer) in 1990 is gebleken dat de reproductie niet werd aangetast. De eischaaldikte verschilde niet van museummateriaal uit de periode vóór 1940 en er is slechts één visdief gevonden met afwijkingen die toegeschreven konden worden aan verontreinigingen. Ook legselgrootte en eivolume verschilden niet van ouder museummateriaal en gegevens van andere kolonies, zowel elders als in het Deltagebied (Dirksen & Boudewijn 1990). Verder zijn enkele eieren afkomstig van de Philipsdam en Saeftinghe (Westerschelde) op PCB's geanalyseerd. De concentraties van de meest giftige PCB-congeneer, namelijk PCB-118, zijn dermate hoog dat een effect op de reproductie te verwachten is (tabel 11) (Dirksen & Boudewijn 1990).

Afgaande op de enorme afname van de kwik-, lood-, cadmium-, chroom-, zink- en koperbelasting van de Rijn bij Lobith in de periode 1972-1990 en ook de afname van deze stoffen in de haring in de periode 1978-1990 valt niet te

verwachten dat deze stoffen thans in schadelijke concentraties in visdiefweefsels of eieren aanwezig zijn. Ook de gehalten aan arseen in haring zijn dermate laag dat ze waarschijnlijk geen schade toebrengen. De belasting van het milieu met PCB's en HCB's is nog steeds aanzienlijk. Het lijkt er echter op dat de PCB-gehalten in haring een dalende trend vertonen. Wat de bestrijdingsmiddelen op basis van organochloorverbindingen betreft, zijn DDT, heptachloor, heptachloorepoxide, dieldrin en aldrin reeds vele jaren op geen van de monsterpunten in Nederland in aantoonbare hoeveelheden aangetroffen. Wel zijn HCB, α en lindaan aangetroffen in de Rijn bij Lobith. Deze laatste drie stoffen waren vooral vóór 1976 in relatief hoge concentraties aanwezig. In de periode 1976-1988 zijn de concentraties van deze stoffen in het Rijnwater aanzienlijk gedaald. De gehalten van HCB en lindaan voldoen echter nog steeds niet aan de kwaliteitsdoelstelling voor het jaar 2000 (Coördinatie-commissie voor de metingen van radioactiviteit en xenobiotische stoffen 1989, 1991). Helaas zijn geen gegevens voorhanden over de verontreiniging van andere rivieren en van de Noord- en de Waddenzee.

De verschillende chemicaliën worden niet in dezelfde mate geaccumuleerd. In proeven met kippen bleek de mate van accumulatie in de weefsels als volgt af te nemen: heptachloor epoxide \geq dieldrin > endrin > DDT > lindaan. Maar een combinatie van deze stoffen kan een ander beeld opleveren (Stickel 1973). Het beste criterium dat gebruikt kan worden om een verontreiniging in vogels aan te tonen, is de concentratie in de hersenen. De gehalten in de hersenen zijn de beste indicatie voor de bepaling van de doodsoorzaak en zijn bovendien in het algemeen gelijk over een wijde range van vogel- en zoogdiersoorten. Residuen in de lever zijn sterk gecorreleerd met een recente dosis, hetzij via directe opname of door mobilisatie van opgeslagen chemicaliën. Residuen in het gehele karkas laten de totale hoeveelheid verontreinigingen zien en vormen dus een indicatie voor de te verwachten effecten van letale mobilisatie onder ongunstige omstandigheden of voor de continue, langzame mobilisatie tijdens de normale processen van metabolisme en excretie (Stickel 1973). Door eieren op verontreiniging te controleren, kan men exact per jaar en per gebied de mate van verontreiniging bepalen. Bovendien hoeft men dan geen adulte vogels te vangen en te doden. De kuikens zijn vooral als embryo en in de vroege kuikenfase gevoelig voor toxische chemicaliën. Ze zijn echter geen goede indicatoren voor zware metalen als cadmium en lood. Bovendien kan men slechts een deel van het jaar de verontreiniging meten. Studies over verontreiniging van zee- en kustvoegeieren reflecteren de lokale verontreinigingsniveaus in het mariene milieu. In de Duitse Bocht bijvoorbeeld zijn de Elbe en de Weser de voornaamste bronnen van vervuiling. Hoe verder verwijderd van de monding van deze rivieren, hoe lager de concentraties verontreinigende stoffen in de eieren. Dit wijst er tevens op dat de eieren in de broedgebieden (en niet in de overwinteringsgebieden of tijdens de trek) aangemaakt worden (Becker 1991). Veren zijn zeer geschikt om verontreinigingen met zware metalen aan te tonen. De concentraties in de veren zijn enkele malen hoger dan die in het aquatische milieu. Bovendien hoeven hier geen dieren voor gedood te worden, en kan er gemakkelijk een tijdreeks gemaakt worden door veren uit musea en dergelijke te analyseren (Furness & Hutton 1979, Furness 1987). Analyses van veren van zeekoeten en zwarte zeekoeten (*Cephus grylle*) laten een toename in de laatste 100 jaar zien van kwik in de Oostzee (Furness 1987).

Helaas worden de eieren, weefsels en veren slechts op een beperkt aantal chemicaliën geanalyseerd, zodat het zeer goed mogelijk is dat veel gevaarlijke verontreinigingen onopgemerkt blijven (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1980, Becker 1989).

Aangezien de visdief een toppredator is, kan deze in verhouding tot andere soorten hoge concentraties verontreinigingen bevatten. Dit blijkt ook uit een onderzoek van Becker (1991), waarbij visdief en grote stern van elf onderzochte kustvogels de hoogste concentraties DDT, PCB en kwik in hun eieren hadden (Jade Busen, Duitsland, 1987). De visdief is daardoor een ideale monitoringsoort (Becker 1991, Scharenberg 1991). Er bestaan echter grote onderlinge verschillen tussen vogelsoorten (ook van hetzelfde trofische niveau) met betrekking tot de gevoeligheid voor bepaalde stoffen (Koeman 1971). Heidmann *et al.* (1987a) hebben voor chloorkoolwaterstoffen wel een duidelijk verband gevonden tussen belasting en het trofische niveau van de onderzochte vogel, maar niet voor zware zware metalen.

De concentraties van chloorkoolwaterstoffen in visdiefeieren nemen toe naarmate de eieren later gelegd zijn. De latere legsels bevatten meer verontreinigingen dan de vroege legsels, hetgeen veroorzaakt wordt door het feit dat de gifstoffen worden geaccumuleerd in het broedgebied en niet in het overwinteringsgebied (Gilbertson 1974).

De vergiftiging in de jaren zestig trof vooral kuikens kort nadat zij waren geboren en vogels bij het vliegvlug worden of tijdens de najaarstrek (in het laatste geval ook wel adulte vogels). Dit komt omdat chloorkoolwaterstoffen normaal gesproken opgeslagen zijn in de vetreserves van de vogels, waar ze eigenlijk weinig kwaad doen. Pas wanneer de vetreserves aangesproken worden, ontstaat het gevaar voor vergiftiging, omdat de gifstoffen dan in de bloedsomloop terechtkomen. Pasgeboren jongen teren de eerste paar dagen op hun vetreserves, opgeslagen in de dooierzak, zodat het niet verwonderlijk is dat juist deze leeftijdscategorie slachtoffer werd. Ook bij aanvang van het vliegvlug stadium, onder slechte weersomstandigheden en tijdens de trek worden de vetreserves aangesproken en kan de sterfte onder deze vogels dan eveneens enorm zijn (Koeman 1971, Veen & Van de Kam 1988).

4.9.2 Plastic

Plastic vormt op velerlei manieren een bedreiging voor zeevogels. Resten van kunststofvisnetten zijn de aanleiding voor een jaarlijkse sterfte van enkele honderdduizenden zeevogels in de noordelijke oceanen, doordat de vogels verstrikt raken in de netten en vervolgens verdrinken. Ook andere plastic-resten, zoals de zes-stuks-ringen van bierblikjes en nylon vissnoeren, kunnen hun slachtoffers eisen. Bij de nestbouw wordt ook vaak plastic gebruikt, waar de jongen in verstrikt kunnen raken. Een ander probleem vormt het opeten van kleine plastic resten die het maagdarmkanaal van de vogels kunnen verstoppen (Van Franeker 1983, 1984). Van sterfte onder visdieven als gevolg van plastic is niets bekend; wel zijn er op Griend visdieven gezien met een stuk vislijn om hun nek gedraaid (E.W.M. Stienen).

4.9.3 PSP (= paralytic shellfish poisoning)

In 1968 vond een massale sterfte plaats onder kuifaalscholvers langs de kust van Northumberland (Engeland). Ook werden enkele vogels van andere soorten, zoals de aalscholver (*Phalacrocorax carbo*), eidereend, zilvermeeuw, drieteenmeeuw, zeekoet, noordse stern, grote stern en visdief, dood aangetroffen (Coulson *et al.* 1968). Zeven jaar later vond op dezelfde plaats, en nu ook langs de kust ten noorden van Durham, weer een massale sterfte plaats. Opnieuw werden dezelfde soorten getroffen (Armstrong *et al.* 1978). In 1978 stierven in Massachusetts (USA) meer dan 70 visdieven, en een iets kleiner aantal andere sterns en meeuwen (Nisbet 1985). In alle drie de gevallen betrof het een vergiftiging met PSP. PSP is een toxische stof die wordt geproduceerd door de dinoflagellaat *Gonyaulax excavata*, wiens periodieke bloei ook wel bekend staat als 'red tide'. In Europa komt deze dinoflagellaat slechts incidenteel tot bloei, maar in andere gebieden, zoals de westkust van Noord-Amerika komt dit veelvuldig voor. Het door de dinoflagellaten geproduceerde toxine wordt via de verschillende trofische niveaus opgehoopt en komt uiteindelijk terecht in de visetende vogels. De sterfte van de sterns viel samen met de eilegfase en betrof vrijwel uitsluitend vrouwtjes. De directe doodsoorzaak was waarschijnlijk het disfunctioneren van de eileiders. De symptomen van PSP-vergiftiging in sterns zijn een onvermogen om eieren te leggen, moeilijkheden bij het staan, braken, overmatige faecesproductie, verlamming en problemen bij het ademen. Uit onderzoek is gebleken dat PSP was opgehoopt in de zandspiering, het voornaamste voedsel van deze sterns, maar er zijn ook voor visetende vogels letale concentraties van PSP in haring en andere vissoorten aangetoond (Coulson *et al.* 1968, Armstrong *et al.* 1978, Nisbet 1985). Het is niet bekend met welke frequentie de dinoflagellaten tot bloei komen, waardoor deze bloei geïnduceerd wordt en of de frequentie toeneemt.

4.9.4 Olie

Er zijn veel voorbeelden bekend van zeevogelsterfte na olierampen. De directe doodsoorzaak is meestal verdrinking, doordat de met olie besmeurde beesten nauwelijks meer in staat zijn om zich te bewegen. Maar ook de toxische effecten van sommige oliën zijn aanzienlijk. De vogels proberen de olie van hun veren te poetsen, waarbij aanzienlijke hoeveelheden olie opgenomen kunnen worden. Naast een acute sterfte door olie-opname is bij eenden aangetoond dat de opname van niet-toxische olie kan leiden tot het onderbreken van de eileg. Bovendien kunnen de eieren tijdens het broeden bedekt raken met een dun laagje olie, hetgeen leidt tot een sterk gereduceerde uitkomst (Hartung 1965, Nelson-Smith 1971).

Een olieverontreiniging op open zee vormt waarschijnlijk geen grote bedreiging voor visdieven, omdat de vogels onregelmatig en wijd verspreid op zee foerageren. Bovendien bleken foeragerende sterns olievlekken te mijden, ze doken alleen naar vis aan de randen van een olievlek en niet in de olie. Echter, een verontreiniging in de buurt van een kustkolonie kan wel een serieus effect op de lokale populatie hebben (Blake *et al.* 1984, Camphuysen 1989). In 1955 spoelde op het eiland Minsener Oldeoog (Duitsland) een dikke olielaag aan. Vooral grote sterns en visdieven werden hier het slachtoffer van. Tijdens het

baltsen en de nestbouw kwamen de adulte sterns in contact met olie, waardoor buik- en borstveren besmeurd raakten. Van de kuikens van grote stern en visdief was meer dan 70% met olie besmeurd. Waarschijnlijk zijn de kuikens in contact gekomen met olie, doordat jonge sterns de neiging hebben om zich bij gevaar tegen de grond te drukken. Ook veel eieren raakten met olie besmeurd, en kwamen als gevolg hiervan niet uit (Rittinghaus 1956). Camphuysen (1989) schat dat jaarlijks minder dan vijftien met olie verontreinigde sterns op de Nederlandse kust zijn aangespoeld in de periode 1969-1985. Van alle met olie verontreinigde vogels die in de periode 1947-1962 zijn gevonden, bestond 0,1-0,4% uit sterns (Camphuysen 1989). Blokpoel *et al.* (1984, 1989) maken melding van enkele visdieven die besmeurd waren met olie in hun overwinteringsgebied (Zuid-Amerika). Enkele individuen waren zo erg met olie besmeurd dat zij het waarschijnlijk niet overleefd hebben. Blokpoel *et al.* (1984) noemen olie als een van de mogelijke oorzaken van de hoge wintersterfte in Trinidad.

4.9.5 Plantaardige olie

Plantaardige olie kan in het verenkleed van vogels terechtkomen, hetgeen de isolerende werking van de veren en ook hun waterafstotende werking aantast. In de winter van 1988/1989 werden langs de Nederlandse kust plantaardige oliën aangetroffen op de veren van dood aangespoelde vogels, voornamelijk zeekoeten en alken (*Alca torda*). De olie was waarschijnlijk geloosd door een schip (Zoun 1991). Het is niet bekend of ook visdieven slachtoffer kunnen worden van zulke lozingen, maar op grond van hun verspreide foerageerpatroon en het sporadische karakter van zulke lozingen valt te verwachten dat dit vooralsnog geen echte bedreiging vormt.

4.9.6 Nonylphenol

Tussen december 1988 en maart 1989 spoelden duizenden zeevogels, vooral zeekoeten en alken, op de Nederlandse kust aan. De dieren waren besmeurd met een grijze, plakkerige substantie en verkeerden in slechte conditie, waren agressief en hadden een bloederige ontlasting. De sterfte van deze vogels wordt toegeschreven aan de toxiciteit van nonylphenol, in combinatie met de vetonttrekkende eigenschappen van deze stof. Waarschijnlijk is het nonylphenol geloosd door een schip (Zoun 1991). Het is niet bekend of ook visdieven slachtoffer kunnen worden van zulke lozingen, maar evenals bij de plantaardige oliën valt op grond van het verspreide foerageerpatroon van de vogels en het sporadische karakter van zulke lozingen te verwachten dat dit vooralsnog geen echte bedreiging vormt.

4.10 Letale en subletale concentraties

4.10.1 Dieldrin

Dieldringehalten hoger dan 5-10 ppm versgewicht in de hersenen van vogels zijn fataal (Koeman 1971 op grond van literatuurwaarden van enkele vogelsoorten). Gehalten van 3-4 ppm versgewicht dieldrin in de hersenen van dode fazanten (*Phasianus colchicus*) suggereren dat dieldrin de oorzaak van de sterfte is. In de wilde eend zijn gehalten van 2-4 ppm versgewicht in de hersenen van in het laboratorium met dieldrin vergiftigde beesten aangetroffen. En in experimentele studies bij tien vogelsoorten bleken vergiftigde vogels concentraties van 6-22 ppm versgewicht dieldrin in de hersenen te bevatten (Stickel 1973). Gehalten tussen de 0,4 en 16,4 ppm versgewicht in de hersenen van verschillende wilde vogelsoorten leidden tot sterfte (Koeman & Stasse-Wolthuis 1978).

In de lever blijken gehalten hoger dan 15 ppm versgewicht dieldrin fataal te zijn (Koeman 1971, op grond van literatuurwaarden van enkele vogelsoorten).

Gehalten tussen 6,9 en 27,6 ppm versgewicht dieldrin in de eieren van vogels leidden niet tot sterfte, terwijl bij gehalten tussen 19,9 en 92,5 ppm versgewicht dieldrin in de eieren, de kuikens binnen twee tot drie dagen na het uitkomen stierven (Koeman 1971, gebaseerd op literatuur van enkele vogelsoorten). Bij de bruine pelikaan (*Pelecanus occidentalis*) leidden gehalten boven 0,54 ppm versgewicht in de eieren tot een gereduceerd broedsucces (Blus *et al.* 1974). Eieren van de steenarend (*Aquila chrysaetos*) met dieldringehalten boven de 1 ppm versgewicht resulteerden in een gereduceerd broedsucces. Een verminderde levensvatbaarheid van de eieren van de kuifaalscholver is waargenomen bij gehalten van 2-3 ppm versgewicht en hoger. Concentraties van 1-2 ppm versgewicht dieldrin in de eieren van de patrijs (*Perdix perdix*) hadden een negatief effect op de uitkomst van de eieren. De eiproduktie was bij zulke concentraties eveneens lager (in Koeman & Stasse-Wolthuis 1978).

4.10.2 Telodrin

Telodrin is ongeveer tienmaal zo toxisch als dieldrin. Gehalten in de hersenen boven 1,5 ppm versgewicht zijn al letaal (Koeman 1971, op grond van Japanse kwartel (*Coturnix coturnix japonica*)). De gemiddelde gehalten in hersenen van experimenteel vergiftigde kwartels bedroeg 1,6 ppm versgewicht (Stickel 1973). Bij de Japanse kwartel lag de letale grens bij 4,1 ppm versgewicht telodrin in de lever (Koeman 1971).

Waarden van 1,1-2,2 ppm versgewicht telodrin in de eieren van vogels leidden twee tot drie dagen na uitkomst tot sterfte (Koeman 1971, gebaseerd op literatuur betreffende enkele vogelsoorten). Bij de Japanse kwartel leidden dieldrinconcentraties van 1,5 ppm versgewicht in de eieren tot een verhoogde kuikenmortaliteit (Koeman & Stasse-Wolthuis 1978).

4.10.3 Endrin

Gehalten van 17 ppm versgewicht endrin in eieren leidden tot kuikensterfte na hongering (Koeman 1971, gebaseerd op literatuur van enkele vogelsoorten).

4.10.4 DDT

DDT wordt omgezet in DDE en DDD. DDD wordt vervolgens omgezet in DDMU (Stickel 1973). De letale grens bedraagt 25-65 ppm versgewicht DDT in de hersenen (Koeman 1971, op grond van literatuurwaarden betreffende enkele vogelsoorten). Letale concentraties van DDT plus DDD in de hersenen van de vogels liggen meestal hoger dan 30 ppm versgewicht (Stickel 1973). Bij concentraties van 7,0 ppm versgewicht DDT in de hersenen vertoonden postduiven een vergrote schildklier (Koeman & Stasse-Wolthuis 1978). Concentraties van 35-60 ppm versgewicht in de lever van vogels leidden tot sterfte (Koeman 1971, op grond van literatuurwaarden van enkele vogelsoorten). De letale grens van DDT in het spierweefsel ligt tussen 20 en 35 ppm versgewicht (Koeman 1971, op grond van literatuurwaarden van enkele vogelsoorten). De vliegspieren van abnormale kuikens van de visdief en Dougalls stern bevatten 0,47-9 ppm versgewicht DDE (Hays & Risebrough 1972).

Eischaaldikte en structuur van visdief-eieren werden significant aangetast wanneer de gemiddelde DDE concentratie in de eieren meer dan ongeveer 4 ppm versgewicht bedroeg (Switzer *et al.* 1973, Fox 1976). Een waarde van 0,7 ppm versgewicht DDE in de eieren leek geen effect te hebben op het broedsucces van de visdief (Custer *et al.* 1983). Visdiefen met een gemiddeld gehalte van 5,4 ppm versgewicht DDE in de eieren hadden een uitvliessucces van 0,95 jong per nest, terwijl bij meer dan dubbel zo hoge concentraties (weliswaar ook dubbel zo hoge PCB-concentraties) slechts 0,07, en in een andere kolonie 0,16 jong per nest werd grootgebracht (Morris *et al.* 1976, omgerekend naar versgewicht door Custer *et al.* 1983). Een afname van gemiddeld 7,6 ppm versgewicht naar 4,5 ppm versgewicht DDE in visdief-eieren deed het broedsucces stijgen van 0,1 naar 0,65 jong per nest (Switzer *et al.* 1973). Het gemiddelde DDE-gehalte in visdief-eieren afkomstig van een kolonie bij Buffalo Lake (Canada) bedroeg 3,98 ppm versgewicht. Deze populatie kende in dat jaar een laag broedsucces, terwijl eieren afkomstig van een zeer succesvolle populatie op Coquet Island (Groot-Brittannië) gemiddeld 0,04 ppm versgewicht DDE bevatten (Fox 1976).

Een verlaagd broedsucces bij de bruine pelikaan trad op bij gehalten boven de 2,5 ppm versgewicht DDE in de eieren (Koeman & Stasse-Wolthuis 1978). In de aalscholver vond een afname van eischaaldikte met 9,8% plaats bij gehalten van 3-14 ppm versgewicht DDT in de eieren (Koeman & Stasse-Wolthuis 1978). Bij de sperwer (*Accipiter nisus*) leidden concentraties tussen 6,2 en 69 ppm versgewicht DDT in de eieren tot een afname van de eischaaldikte met 18,3% en een verhoogde kuikenmortaliteit (Koeman & Stasse-Wolthuis 1978). Echter zowel bij de sperwer als bij de aalscholver kunnen ook de hoge PCB-concentraties de oorzaak zijn geweest van de reductie in eischaaldikte.

Een algemene waarde voor de laagste concentratie waarbij bij vogels de reproductie wordt gereduceerd, is nauwelijks te geven, omdat deze grenswaarde bij iedere soort anders kan liggen. Volgens Koeman & Stasse-Wolthuis (1978) vermindert het reproductief succes van vogels bij DDE-gehalten in de eieren van 2,5-15 ppm versgewicht of hoger.

4.10.5 PCB

De letale grens van PCB is moeilijk vast te stellen, omdat er een grote variatie is tussen de lever- en hersenconcentraties tussen verschillende individuen die in het laboratorium met PCB's vergiftigd zijn, en omdat verschillende soorten PCB's verschillende uitwerkingen hebben (Koeman 1971). Vooral de dibenzofuraan-fractie van PCB is uiterst giftig. Concentraties van 20 ppt dibenzofuraan kunnen al embryonale afwijkingen, zoals oogafwijkingen, gekruiste snavels en korte, gedraaide poten, veroorzaken (Hays & Risebrough 1972).

Dood gevonden vergiftigde aalscholvers bevatten 190 ppm versgewicht PCB in de hersenen en 319 ppm in de lever, terwijl controlebeesten slechts 130 ppm in de hersenen en 252 ppm in de lever bevatten. Vergiftigde zeekoeten bevatten 4660 μg PCB in het totale karkas, waarvan 22,5% in de lever (Koeman & Stasse-Wolthuis 1978).

De vliegspieren van kuikens van de visdief en Dougalls stern die abnormaliteiten vertoonden, bevatten 4,9-140 ppm versgewicht PCB (Hays & Risebrough 1972).

Een waarde van 8,2 ppm versgewicht PCB in eieren van de visdief lijkt geen effect te hebben op het broedsucces (Custer *et al.* 1983). Visdieven met een gemiddelde gehalte van 38 ppm versgewicht PCB in de eieren hadden een uitvliesucces van 0,95 jong per nest, terwijl bij meer dan een dubbel zo hoge concentratie (weliswaar ook een dubbel zo hoge DDE-concentratie) slechts 0,07, en in een andere kolonie 0,16 jong per nest werd grootgebracht (Morris *et al.* 1976, omgerekend naar versgewicht door Custer *et al.* 1983). Een waarde van 33,7 ppm versgewicht PCB in visdiefeieren had geen afwijkingen in de kuikens tot gevolg, terwijl bij een concentratie van 55,9 ppm versgewicht wel kuikens met afwijkingen werden gevonden (Gilbertson *et al.* 1976, omgerekend naar ppm versgewicht in Custer *et al.* 1983). Gemiddelde concentraties van 1,34 ppm versgewicht PCB in eieren van de koningsstern hadden geen effect op eischaaldikte (King *et al.* 1983). Het uitkomstsucces van eieren van Forsters sterns (*Sterna forsteri*) uit een kolonie in Green Bay (USA) was bijna 40% lager dan uit een kolonie in Lake Poygan (USA). De eieren afkomstig uit de kolonie in Green Bay bevatten gemiddeld 22,2 ppm versgewicht PCB en uit de kolonie in Lake Poygan slechts 4,5 ppm versgewicht PCB. Niet alleen de concentraties in de eieren speelden een rol, maar ook de verontreiniging van de oudervogels had een invloed op het uitkomstsucces. Verontreinigde eieren uitgebreed door niet-verontreinigde oudervogels, hadden een significant hoger uitkomstsucces dan verontreinigde eieren uitgebreed door verontreinigde oudervogels. Het is zeer waarschijnlijk dat de eieren minder intensief bebroed worden wanneer de ouders verontreinigd zijn met PCB's (Kubiak *et al.* 1989).

Algemeen geldt voor vogels dat concentraties van 2,2 ppm versgewicht PCB of hoger in de eieren leiden tot een gereduceerd uitkomstsucces (Koeman & Stasse-Wolthuis 1978).

4.10.6 HCB (hexachloorbezen)

Japanse kwartels vertoonden diverse afwijkingen bij een HCB-gehalte in de lever van 8,7-19 ppm versgewicht en een verhoogde mortaliteit bij een concentratie van 170-1440 ppm versgewicht. Bij een concentratie van 360-1700 ppm versgewicht HCB in de lever stierven alle onderzochte individuen. Valken (*Falco* spp.) met afwijkingen in het zenuwstelsel bevatten 348-535 ppm versgewicht HCB in de lever en bij concentraties in de lever van 2600 ppm versgewicht trad een verhoogde mortaliteit op (Koeman & Stasse-Wolthuis 1978).

Verontreinigde visdiefeieren (HCB, PCB, DDE en dieldrin) uit Hamilton Harbour (USA) bevatten gemiddeld 7,67-3,95 ppm drooggewicht HCB. Het broedsucces was het jaar daarna erg laag, en er waren veel eieren die niet uitkwamen (Gilbertson & Reynolds 1972). Waarden van 0,028 ppm versgewicht in visdiefeieren reflecteren waarschijnlijk de huidige achtergrondwaarden (Nisbet & Reynolds 1984).

4.10.7 Lindaan

Het is niet waarschijnlijk dat lindaan een bedreiging vormt voor het aquatische milieu vanwege zijn lage persistentie (Koeman & Stasse-Wolthuis 1978).

4.10.8 Kwik

Bij experimenteel met methyalkwikverbindingen vergiftigde vogels worden over het algemeen hersengehalten van 20 ppm versgewicht totaal kwik en hoger gevonden (Koeman *et al.* 1970, Borg *et al.* 1970).

Totaal-kwikgehalten van 30 ppm of meer versgewicht in de lever en nieren van de fazant (Borg *et al.* 1969) en van ongeveer 100 ppm of meer versgewicht in de havik (*Accipiter gentilis*) (Borg *et al.* 1970) leidden tot vergiftigingsverschijnselen. Bij experimenteel met methyalkwikverbindingen vergiftigde vogels werden over het algemeen levergehalten van 45 ppm versgewicht en hoger gevonden (Koeman 1971). De levers van abnormale kuikens van de visdief en Dougalls stern bevatten 0-1,2 ppm versgewicht totaal kwik. Maar deze concentraties waren waarschijnlijk niet de oorzaak van de afwijkingen. Deze werden waarschijnlijk veroorzaakt door PCB's en DDE (Hays & Risebrough 1972).

Waarden van 0,30-0,50 ppm versgewicht totaal kwik in spierweefsel van visetende vogels kunnen als achtergrondwaarden beschouwd worden (Ljunggren *et al.* 1969, Vermeer 1971). Concentraties van 20 ppm versgewicht totaal

kwik of meer in het spierweefsel van fazanten leidden tot vergiftigingsverschijnselen (Borg *et al.* 1969). Experimenteel vergiftigde haviken bevatten meer dan 39 ppm versgewicht totaal kwik in de spieren (Borg *et al.* 1970).

Waarden van 0,30-0,50 ppm versgewicht totaal kwik in eieren van visdieven en andere visetende vogels kunnen als achtergrondwaarden beschouwd worden (Ljunggren *et al.* 1969). Waarden van 0,5-2,0 ppm versgewicht methylkwik in de eieren gaf een gereduceerd uitkomstsucces bij de fazant (Borg *et al.* 1969, Fimreite 1974). Bij de wilde eend is aangetoond dat 0,86 ppm versgewicht totaal kwik in de eieren al een verlaagd broedsucces kan geven (Heinz 1976). Maar bij de zilvermeeuw had een totaal kwikgehalte van 0,5-2,0 ppm versgewicht in de eieren geen effect daarop (Vermeer 1971) en zelfs 2-16 ppm versgewicht totaal kwik had geen effect (Vermeer *et al.* 1973). Totaal-kwikgehalten van gemiddeld 1,27 ppm versgewicht in eieren van koningssternen hadden geen effect op het broedsucces (King *et al.* 1983). Visdief-eieren met een methylkwikgehalte van gemiddeld 2,4 ppm versgewicht (3,65 ppm versgewicht totaal kwik) vertoonden een verlaagd uitkomstsucces.

De drempelwaarde voor toxische effecten van totaal kwik wordt geschat op 1-3,6 ppm versgewicht (Fimreite 1974).

4.10.9 Lood

Een waarde van 200 ppm versgewicht lood in visdiefkuikens leidde tot moeilijkheden bij het inschatten van diepte (diepteperceptie) en bij 800 ppm versgewicht was er een verhoogde sterftkans. Bovendien leidden twee kleine doses die enkele dagen na elkaar werden gegeven, tot een grotere mortaliteit dan de totale dosis (of zelfs meer) in één keer toegediend (Burger & Gochfeld 1985, 1988). Lood wordt voornamelijk opgeslagen in de botten, hoewel met lood vergiftigde vogels ook hoge concentraties lood in de nieren en het bloed hebben (Furness & Monaghan 1987).

4.10.10 Zink

In concentraties van gemiddeld 18,5 ppm versgewicht in de lever van visdiefkuikens had zink geen effect op de overleving en de groei van de kuikens (Custer *et al.* 1986). Er is geen effect op het broedsucces waargenomen bij waarden van 12,32 ppm versgewicht zink in de eieren van koningssternen (King *et al.* 1983). In een onderzoek van Connors *et al.* (1975) bedroeg de gemiddelde zinkconcentratie in visdief-eieren 13,7 ppm versgewicht (= 70,5 ppm drooggewicht; omgerekend naar ppm versgewicht door King *et al.* 1983). Deze waarden representeren waarschijnlijk achtergrondwaarden (Connors *et al.* 1975).

4.10.11 Nikkel

Custer *et al.* (1986) vonden concentraties van 0,22 ppm versgewicht nikkel in de lever van visdiefkuikens. Deze concentraties hadden geen effect op de overleving en de groei van de kuikens.

4.10.12 Chroom

Een waarde van 3,9 ppm versgewicht chroom in de lever van visdiefkuikens had geen effect op de overleving en groei van de kuikens (Custer *et al.* 1986).

4.10.13 Koper

In concentraties van 12,7 ppm versgewicht in de lever van visdiefkuikens had koper geen effect op de overleving en groei van de kuikens (Custer *et al.* 1986). Een waarde van 1,22 ppm versgewicht koper in eieren van koningssterns had geen effect op het broedsucces (King *et al.* 1983). Koperconcentraties in visdief-eieren van 1,0 ppm versgewicht representeren waarschijnlijk achtergrondwaarden (King *et al.* 1983)

4.10.14 IJzer

Een waarde van 142,8 ppm versgewicht ijzer in de lever van visdiefkuikens had geen effect op de overleving en groei van de kuikens (Custer *et al.* 1986).

4.10.15 Magnesium

Een waarde van 227,8 ppm versgewicht magnesium in de lever van visdiefkuikens had geen effect op de overleving en groei van de kuikens (Custer *et al.* 1986).

4.10.16 Mangaan

Er is geen effect op de overleving en groei van de kuikens waargenomen bij mangaanconcentraties van gemiddeld 4,1 ppm versgewicht in de lever van visdiefkuikens (Custer *et al.* 1986).

4.10.17 Selenium

Concentraties van gemiddeld 1,06 ppm versgewicht selenium in eieren van koningssterns hadden geen effect op het broedsucces. Deze concentraties representeren waarschijnlijk achtergrondwaarden (King *et al.* 1983).

4.10.18 Arseen

In eieren van de koningsstern hadden concentraties van 0,18 ppm versgewicht arseen geen effect op het broedsucces. Deze concentraties representeren waarschijnlijk achtergrondwaarden (King *et al.* 1983).

4.10.19 Cadmium

In Duitsland zijn eieren en levers van een aantal zeevogels, zoals grote stern, visdief en zilvermeeuw, op lood en cadmium gecontroleerd. Zelfs vrouwtjes waarbij enige ppm versgewicht lood en cadmium in de lever gevonden werden, hadden eieren geproduceerd die slechts heel weinig van deze metalen bevatten (minder dan 25 ppb!). Lood en cadmium worden nauwelijks in de eieren opgenomen (Hardebeck *et al.* 1974, Nezel & Vogt 1976, Becker *et al.* 1985c, Ternes & Rüssel 1985, Eys 1990). Cadmiumconcentraties zijn altijd het hoogst in de nieren. Waarschijnlijk wordt het cadmium in de nieren minder schadelijk gemaakt door binding met een eiwit (Furness & Monaghan 1987).

4.10.20 PCDPE

Polychloordiphenylethers werden gevonden in visdiefkarkassen (tot 0,28 ppm versgewicht) op Rhode Island (USA), maar lijken in deze concentraties niet schadelijk voor de vogels (Custer *et al.* 1985).

4.10.21 Chlordaan en heptachloor

Chlordaan en heptachloor werden in het verleden in de USA zeer veel gebruikt bij de bestrijding van termieten en andere insecten. Concentraties van 0,015 ppm versgewicht heptachloorepoxide in eieren van de visdief reflecteren waarschijnlijk de waarde van stedelijk gebruik. Sinds 1971 zijn de concentraties van deze twee stoffen op enkele plaatsen in de USA toegenomen (Nisbet & Reynolds 1984).

4.11 Subletale effecten van toxische stoffen

4.11.1 PCB

Enkele subletale effecten van PCB's zijn:

- (1) het verlies van veren (Hays & Risebrough 1972),
- (2) embryonale afwijkingen, zoals oogafwijkingen, gekruiste snavels en korte, gedraaide poten (Hays & Risebrough 1972),
- (3) dunnere eischalen (King *et al.* 1983),
- (4) toename van de gevoeligheid voor virusinfecties (Scharenberg 1991),
- (5) leveraantasting en afwijkende ontlasting (Vos & Koeman 1970),
- (6) lusteloosheid en sterke gewichtsafname (Koeman 1971),
- (7) het minder intensief bebroeden van de eieren door met PCB's verontreinigde oudervogels (Kubiak *et al.* 1989).

4.11.2 DDE

Enkele subletale effecten van DDE zijn:

- (1) afnemende vruchtbaarheid, uitkomstsucces en uitvliegsucces, langere tijdsperiode voordat ovulatie optreedt, langere incubatietijd van de eieren, langere opgroeiperiode van de jongen, lichtere eieren en kleinere jongen (Stickel 1973),
 - (2) aantasting van de eischaaldikte en veranderde structuur van de eischalen (Fox 1976, Custer *et al.* 1983),
 - (3) veranderde diepteperceptie van de kuikens, waardoor later problemen kunnen ontstaan bij het inschatten van de diepte waar de prooi zich bevindt (Fox 1976).
-

4.11.3 Dieldrin

Enkele subletale effecten van dieldrin zijn:

(1) verlaagde eiproduktie, en verlaagde uitkomst door verhoogde embryosterfte (Stickel 1973).

4.11.4 HCB

Enkele subletale effecten van HCB zijn:

(1) tremor, leverbeschadiging, toename faecale excretie van coproporphyrinen, een verlaagde reproductie en de produktie van relatief kleine eieren (Vos *et al.* 1971).

4.11.5 Lood

Enkele subletale effecten van lood zijn:

(1) veranderde diepteperceptie; de kuikens hebben moeite met het inschatten van de diepte, waardoor deze gemakkelijk van een rand vallen of later problemen kunnen krijgen bij het vangen van vis (Burger & Gochfeld 1988),

(2) moeilijkheden met lopen, de balans houden, het richtinggevoel, de thermoregulatie en de voedselopname in met lood behandelde visdiefkuikens (Burger & Gochfeld 1985).

5 LEEMTEN IN DE KENNIS EN AANBEVELINGEN VOOR VERDER ONDERZOEK

Vooralsnog is het onduidelijk waarom de visdiefpopulatie in Nederland zich na de vergiftigingsperiode in de jaren zestig tot nu toe niet hersteld heeft. In vergelijking met buitenlandse gegevens is in Nederland (voor zover bekend) het broedsucces laag. Ook in grote broedkolonies gelegen in beschermde gebieden, zoals de kolonie op Griend, is het broedsucces laag, zodat verstoring uitgesloten kan worden als negatieve factor die het broedsucces in de Nederlandse visdievenkolonies beïnvloedt. Het broedsucces op Griend in de periode 1981-1991 is zeer waarschijnlijk te laag om de kolonie zonder immigratie in stand te houden (zie 3.7.5). Een mogelijke oorzaak voor het lage broedsucces zou een afgenomen voedselbeschikbaarheid kunnen zijn, hetzij door een verminderd voedselaanbod als gevolg van overbevissing hetzij door slechtere vangomstandigheden. Er is echter niets bekend over de relatie tussen het voedselaanbod in de Nederlandse kustwateren en het broedsucces van de visdief. Er zou daarom meer aandacht moeten uitgaan naar de relaties tussen de populatiegrootte van de visdief en het voedselaanbod voor deze vogels. Vooral de lokale voedselsituatie zou hierbij onderzocht moeten, waarbij aandacht moet worden besteed aan de verspreiding van het voedsel, alsmede het aanbod van de verschillende lengteklassen in relatie tot ruimte en tijd. Verder zou de eutrofiëring van de kustwateren een oorzaak kunnen zijn voor een verminderde vangkans, aangezien de visdief op het oog jaagt. Ook deze relatie is nooit onderzocht. Een verandering in samenstelling van de vispopulaties zou een oorzaak kunnen zijn voor een veranderd voedselaanbod. Wanneer bijvoorbeeld te veel vissen van de ene soort worden weggevangen, zou het aantal vissen van de andere soort kunnen toenemen. Dit zou een effect kunnen hebben op de voedselbeschikbaarheid voor de visdief. Er is echter weinig bekend over onderlinge relaties tussen verschillende vissoorten en de invloed van het wegvangen van een soort op het ecosysteem.

Een andere oorzaak voor het lage broedsucces zou een toegenomen concurrentie door andere soorten kunnen zijn. Hoewel de meeste auteurs ervan uitgaan dat kokmeeuwen weinig nadelige gevolgen hebben voor de visdief, zou het kunnen zijn dat tegenwoordig de aantalsverhouding visdief-kokmeeuw dermate verschoven is dat het broedsucces van de visdief negatief wordt beïnvloed.

Verder is het onduidelijk in welke mate de vangst van sterns in de overwinteringsgebieden van invloed is op de aantallen in Nederland. Ook de voedselsituatie in de overwinteringsgebieden en factoren die de overlevingskans tijdens de trek en overwintering beïnvloeden, zijn onvoldoende onderzocht.

Voorts is er weinig bekend over populatieopbouw, mortaliteit, emi- en immigratie van de visdief in Nederland. Hiervoor zou een intensief ringprogramma opgezet moeten worden. Van groot belang voor het bepalen van de leeftijds-

specifieke mortaliteit is het gebruik van duurzame ringen (roestvrij staal). Eveneens dient ieder jaar een nauwkeurige schatting van het aantal uitgevlogen geringde kuikens gemaakt te worden. Migratie zou bestudeerd kunnen worden door gebruik te maken van kleurringen, ringen van afwijkende grootte of met makkelijk afleesbare inscriptie. De populatie-opbouw zou bepaald kunnen worden door het vangen van geringde vogels op het nest. Om een beter inzicht te krijgen in de populatiedynamiek van de soort, is het belangrijk dat er een monitoring-programma wordt opgezet, waarbij op verscheidene plaatsen in Nederland (bijvoorbeeld Griend, Deltagebied en Workumerwaard) jaarlijks het broedsucces wordt gemeten en tevens de oorzaken worden aangegeven van een eventueel laag broedsucces (overstroming, predatie, weer of andere factoren).

Bij het samenstellen van een populatiedynamisch model is het beter om 1937 als referentiejaar te nemen. Er broedden toen bijna 47 000 paren langs de Nederlandse kust, hetgeen meer is dan in 1930 (iets meer dan 26 000 paren).

LITERATUUR

Alberico, J.A.R., J.M. Read & L.W. Oring 1991. Nesting near a Common Tern colony increases and decreases Spotted Sandpiper nest predation. *Auk* 108: 904-910.

Alerstam, T. 1985. Strategies of migratory flight, illustrated by Arctic and Common Terns, *Sterna paradisaea* and *Sterna hirundo*. In: M.A. Rankin & D. Checkly (eds), *Migration: mechanisms and adaptive significance. Contributions mar. Sci.* 27: 580-603.

Altman, R.L. & R.D. Gano 1984. Least Terns nest alongside Harrier jet pad. *Journal Fld Orn.* 55: 108-109.

Anderson, D.R., K.P. Burnham & G.C. White 1985. Problems in estimating age-specific survival rates from recovery data of birds ringed as young. *Journal Anim. Ecol.* 54: 89-98.

Anker-Nilssen, T. & R.T. Barrett 1991. Status of seabirds in northern Norway. *British Birds* 84: 329-341.

Anonymous 1991. Breeding seabirds. *New Scientist*, September 1991: 19.

Armstrong, I.H., J.C. Coulson, P. Hawkey & M.J. Hudson 1978. Further mass seabird deaths from paralytic shellfish poisoning. *British Birds* 71: 58-68.

Austin, O.L. 1942. The life span of the Common Tern. *Bird-Banding* 16: 21-28.

Austin, O.L. 1945. The role of longevity in successful breeding by the Common Tern (*Sterna hirundo*). *Bird-Banding* 16: 21-28.

Austin, O.L. 1947. A study of the mating of the Common Tern (*Sterna h. hirundo*). *Bird-Banding* 18: 1-16.

Austin, O.L. 1949. Site tenacity, a behaviour trait of the Common Tern (*Sterna hirundo* Linn.). *Bird-Banding* 20: 1-39.

Austin, O.L. 1951. Group adherence in the Common Tern. *Bird-Banding* 22: 1-15.

Austin, O.L., M.D. & O.L. Austin Jr 1956. Some demographic aspects of the Cape Cod population of Common Terns (*Sterna hirundo*). *Bird-Banding* 27: 55-66.

Austin, O.L., W.B. Robertson & G.E. Woolfenden 1970. Mass hatching failure in Dry Tortugas Sooty Terns (*Sterna fuscata*). *Proceedings XVth int. orn. Congr., The Hague*: 627.

- Barcena, F., A. Teixeira & A. Barmejo 1984. Breeding seabird populations in the Atlantic sector of the Iberian Peninsula. ICBP Technical Publication 2: 335-345.
- Becker, P.H. 1981. Der Einfluß der Silbermöwe auf den Bruterfolg einer Flußseeschwalbe-Kolonie auf Mellum. Verhandlungen dt. zool. Ges. 1981: 159.
- Becker, P.H. 1984. Wie richtet die Flußseeschwalbe (*Sterna hirundo*) ihr Abwehrverhalten auf den Feinddruck durch Silbermöwen (*Larus argentatus*) ein? Zeitschrift Tierpsychol. 66: 265-288.
- Becker, P.H. 1985. Welchen Fortpflanzungserfolg haben Flußseeschwalben an der Nordseeküste? Seevögel 6: 39-41.
- Becker, P.H. 1989. Seabirds as monitoring organisms of contaminants along the German North Sea coast. Helgoländer Meeresunter. 43: 395-403.
- Becker, P.H. 1991. Population and contamination studies in coastal birds: the Common Tern *Sterna hirundo*. In: C.M. Perrins, J.D. Lebreton & G.J.M. Hirons (eds), Bird population studies: relevance to conservation and management. Oxford University Press, Oxford; 433-460.
- Becker, P.H. & A. Anlauf 1988. Nistplatzwahl und Bruterfolg der Flußseeschwalbe (*Sterna hirundo*) im Deichvorland. II. Hochwasser-Überflutung. Ökologie Vögel 10: 45-58.
- Becker, P.H., A. Bütke & W. Heidmann 1985a. Schadstoffe in Gelegen von Brutvögeln der deutschen Nordseeküste. I. Chlororganische Verbindungen. Journal Orn. 126: 29-51.
- Becker, P.H., A. Bütke & W. Heidmann 1988. Rückgänge von Schadstoffgehalten in Küstenvögeln? Journal Orn. 129: 104-106.
- Becker, P.H. & M. Erdelen 1987. Die Bestandsentwicklung von Brutvögeln der deutschen Nordseeküste 1950-1979. Journal Orn. 128: 1-32.
- Becker, P.H. & P. Finck 1984. Tageszeitliche Steigerung der Feindabwehr der Flußseeschwalbe (*Sterna hirundo*). Journal Orn. 125: 336-339.
- Becker, P.H. & P. Finck 1986. Die Bedeutung von Nestdichte und Neststandort für den Bruterfolg der Flußseeschwalbe (*Sterna hirundo*) in Kolonien einer Wattenmeerinsel. Vogelwarte 33: 192-207.
- Becker, P.H., P. Finck & A. Anlauf 1985b. Rainfall preceding egg-laying - a factor of breeding success in Common Terns (*Sterna hirundo*). Oecologia 65: 431-436.
- Becker, P.H., D. Frank & U. Walter 1987. Geografische und jährliche Variation der Ernährung der Flußseeschwalbe (*Sterna hirundo*) an der Nordseeküste. Journal Orn. 128: 457-475.
-

- Becker, P.H. & R. Specht 1991. Body mass fluctuations and mortality in Common Tern *Sterna hirundo* chicks dependent on weather and tide in the Wadden Sea. *Ardea* 79: 45-56.
- Becker, P.H., W. Ternes & H.A. Rüssel 1985c. Schadstoffe in Gelegen von Brutvögeln der deutschen Nordseeküste. II. Quecksilber. *Journal Orn.* 126: 253-262.
- Beekman, F. 1980. Landschap en bestaan aan de zuidkust van Schouwen. *Sterna* 24: 34-45.
- Beijersbergen, J. 1980. Vergelijking van de broedplaatsen van de verschillende soorten sterns. *Sterna* 24: 100-104.
- Beijersbergen, R.B. & P.L. Meininger 1980. De functie van het Deltagebied als broedplaats voor sterns. *Sterna* 24: 79-99.
- Bergman, M.N.J. 1989. Ecologisch profiel vissen. Beschrijving van de populaties van haring, schol, kabeljauw, grondel, steur, rog en zeekeeft in de Noordzee en Nederlandse estuaria in de periode 1900-1985. Rapport Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Texel.
- Birkhead, T.R. 1976. Effects of sea conditions on rates at which Guillemots feed chicks. *British Birds* 69: 490-492.
- Blake, B.F., M.L. Tasker, P. Hope-Jones, T.J. Dixon, R. Mitchell & D.R. Langslow 1984. Seabird distribution in the North Sea. Nature Conservancy Council, Huntingdon.
- Blaszyk, P. 1972. Zur Frage der Gefährdung freilebender Vögel durch polychlorierte Biphenyle (PCB). Bericht dt. Sekt. int. Rat Vogelschutz 12: 48-53.
- Blok, A.A. 1964. Enkele gegevens over de militaire oefeningen en de verontrusting van de avifauna op Vlieland. Rapport 283 Rijksinstituut voor Veldbiologisch Onderzoek ten Behoeve van het Natuurbehoud, Leersum.
- Blokpoel, H., D.C. Boersma, R.A. Hughes & G.D. Tessier 1989. Field observations of the biology of Common Terns and Elegant Terns wintering in Peru. *Colonial Waterbirds* 12: 90-97.
- Blokpoel, H., P.M. Catling & G.T. Haymes 1978. Relationship between nest sites of Common Terns and vegetation on the Eastern Headland, Toronto Outer Harbour. *Canadian J. Zool.* 56: 2057-2061.
- Blokpoel, H., R.D. Morris & G.D. Tessier 1984. Field investigations of the biology of Common Terns wintering in Trinidad. *Journal Fld Orn.* 55: 424-434.
- Blokpoel, H., R.D. Morris & P. Trull 1982. Winter observations of Common Terns in Trinidad, Guyana and Suriname. *Colonial Waterbirds* 5: 144-147.
-

- Blus, L.J., B.S. Neely Jr, A.A. Belisle & R.M. Prouty 1974. Organochlorine residues in Brown Pelican eggs: relation to reproductive success. *Environmental Pollut.* 7: 81-91.
- Boecker, M. 1967. Vergleichende Untersuchungen zur Nahrungs- und Nistökologie der Flußseeschwalbe (*Sterna hirundo* L.) und der Küstenseeschwalbe (*Sterna paradisaea* Pont.). *Bonner zool. Beitr.* 18: 15-126.
- Boecker, M. 1968. Der 'Fütterungserfolg' bei Fluß- und Küstenseeschwalbe (*Sterna hirundo* und *St. paradisaea*). *Vogelwelt* 89: 221-225.
- Borg, K., K. Erne, E. Hanko & H. Wanntorp 1970. Experimental secondary methyl mercury poisoning in the Goshawk (*Accipiter g. gentilis* L.). *Environmental Pollut.* 1: 91-104.
- Borg, K., H. Wanntorp, K. Erne & E. Hanko 1969. Alkyl mercury poisoning in terrestrial Swedish wildlife. *Viltrevy* 6: 301-379.
- Borodulina, T.L. 1960. Biology and economic importance of gulls and terns of southern-USSR water bodies. *Akad. Nauk SSSR. Trudy Inst. Morf. Zhiv.* 32: 1-132.
- Bouwmeester, J. & J. van Dijk 1991. Broedende visdieven *Sterna hirundo* op het dak van de bloemenveiling Aalsmeer. *Limosa* 64: 25-26.
- Braaksma, S. 1958. Over de verspreiding van het visdiefje (*Sterna hirundo hirundo*) als broedvogel. *Vogeljaar* 6: 24-28, 46-50.
- Brenninkmeijer, A. & E.W.M. Stienen 1992. Ecologisch profiel van de grote stern *Sterna sandvicensis*. RIN-rapport 92/17 DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Arnhem.
- Brouwer, G.A., J.W. van Dieren, W. Feekes, G.W. Harmsen, J.G. ten Houten, W.J. Kabos, J.P. Mazure, A. Scheygrond, P. Tesch & A. van der Werff 1950. Griend. Het vogeleiland in de Waddenzee. Nijhoff, 's-Gravenhage.
- Bruderer, D. & H. Schmid 1988. Die Situation der Flußseeschwalbe *Sterna hirundo* in der Schweiz und im angrenzenden Ausland 1976-1987. *Ornithologische Beob.* 85: 159-172.
- Burger, J. 1981. Behavioural responses of Herring Gulls *Larus argentatus* to aircraft noise. *Environmental Pollut. A* 24: 177-184.
- Burger, J. 1984. Colony stability in Least Terns. *Condor* 86: 161-167.
- Burger, J. & M. Gochfeld 1985. Early postnatal lead exposure: behavioral effects in Common Tern chicks (*Sterna hirundo*). *Journal Toxicol. environm. Health* 16: 869-886.
- Burger, J. & M. Gochfeld 1988. Lead and behavioral development: effects of varying dosage and schedule on survival and performance of young Common Terns (*Sterna hirundo*). *Journal Toxicol. environm. Health* 24: 173-182.
-

Burger, J. & M. Gochfeld 1991. The Common Tern: its breeding biology and social behavior. Columbia University Press, New York.

Burger, J. & F. Lesser 1978. Selection of colony sites and nest sites by Common Terns *Sterna hirundo* in Ocean County, New Jersey. *Ibis* 120: 433-449.

Burger, J. & F. Lesser 1979. Breeding behavior and success in salt marsh Common Tern colonies. *Bird-Banding* 50: 322-337.

Cadée, G.C. 1984. Has input of organic matter into the western part of the Dutch Waddensea increased during the last decades? *Netherlands Inst. of Sea Res., Public Ser.* 10: 71-82.

Cadée, G.C. 1986. Increased phytoplankton primary production in the Marsdiep area (western Dutch Wadden Sea). *Netherlands J. Sea Res.* 20: 285-290.

Camphuysen, C.J. 1989. Beached bird surveys in The Netherlands 1915-1988. Seabird mortality in the southern North Sea since the early days of oil pollution. Technisch Rapport Vogelbescherming 1. Werkgroep Noordzee, Amsterdam.

Camphuysen, C.J. 1990. Fish stocks, fisheries and seabirds in the North Sea. Feasibility study for a detailed analysis of interaction between fish stocks, fisheries and wintering seabirds. Technisch Rapport 5 Vogelbescherming, Zeist.

Connors, P.G., V.C. Anderlini, R.W. Risebrough, M. Gilbertson & H. Hays 1975. Investigations of heavy metals in Common Tern populations. *Canadian Fld Nat.* 89: 157-162.

Coördinatie-commissie voor de metingen van radioactiviteit en xenobiotische stoffen 1989. Metingen van radioactiviteit en xenobiotische stoffen in het biologische milieu in Nederland 1987. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 's-Gravenhage.

Coördinatie-commissie voor de metingen van radioactiviteit en xenobiotische stoffen 1991. Metingen van radioactiviteit en xenobiotische stoffen in het biologische milieu in Nederland 1990. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 's-Gravenhage.

Corten, A. 1990. Long-term trends in pelagic fish stocks of the North Sea and adjacent waters and their possible connection to hydrographic changes. *Netherlands J. Sea Res.* 25: 227-235.

Cottureau, P. 1978. Effect of sonic boom from aircraft on wildlife and animal husbandry. In: J.L. Fletcher & R.G. Busnel (eds), *Effects of noise on wildlife*. Academic Press, New York; 63-79.

Coulson, J.C., G.R. Potts, I.R. Deans & S.M. Fraser 1968. Exceptional mortality of Shags and other seabirds caused by paralytic shellfish poison. *British Birds* 61: 381-404.

- Courtney, P.A. & H. Blokpoel 1980. Canada Goose predation on eggs of Common Terns. *Ontario Fld Biol.* 34: 40-42.
- Courtney, P.A. & H. Blokpoel 1983. Distribution and numbers of Common Terns on the Lower Great Lakes during 1900-1980: a review. *Colonial Waterbirds* 6: 107-120.
- Cramp, S. 1985. Handbook of Europe, the Middle East and North Africa: the birds of the western Palearctic. Volume IV, terns to woodpeckers. Oxford University Press, Oxford.
- Custer, T.W., C.M. Bunck & C.J. Stafford 1985. Organochlorine concentrations in pre fledging Common Terns at three Rhode Island colonies. *Colonial Waterbirds* 8: 150-154.
- Custer, T.W., R.M. Erwin & C. Stafford 1983. Organochlorine residues in Common Tern eggs from nine Atlantic Coast colonies, 1980. *Colonial Waterbirds* 6: 197-204.
- Custer, T.W., J.C. Franson & J.F. Moore 1986. Reproductive success and heavy metal contamination in Rhode Island Common Terns. *Environmental Pollut. A* 41: 33-52.
- Devillers, P. 1988. Visdief. In: P. Devillers, W. Roggeman, J. Tricot, P. DelMarmol, C. Kerwijn, J.-P. Jacob & A. Anselin (eds), *Atlas van de Belgische broedvogels*. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Brussel.
- Dewulf, L. & V. Geers 1989. Visdief. In: *Vogels in Vlaanderen*. Vlaamse Avifauna Commissie, sine loco.
- DiCostanzo, J. 1980. Population dynamics of a Common Tern colony. *Journal Fld Orn.* 51: 229-243.
- Dijkzen, A.J. & L.J. Dijkzen 1977. *Texel vogeleiland*. Thieme, Zutphen.
- Dirksen, S. & T.J. Boudewijn 1990. *Visdieven en verontreiniging van het Haringvliet*. Ecoland-rapport 90-4 Bureau Ecoland, Utrecht.
- Dobben, W.H. van 1934. Bijdrage tot het meeuwen-vraagstuk. *Orgaan Club Ned. Vogelk.* 7: 63-78.
- Drent, R.H., M. Klaassen & B. Zwaan 1992. Predictive growth budgets in terns and gulls. *Ardea* 80: 5-17.
- Dubois, P.J. & A. Rouge 1990. Danger pour les sternes hivernant en Afrique de l'Ouest. *Oiseau* 21: 27.
- Dunn, E.K 1972. Studies on terns, with particular reference to feeding ecology. Unpubl. Ph.D. thesis Durham University, Durham.
-

- Dunn, E.K. 1973. Changes in fishing ability of terns associated with windspeed and sea surface conditions. *Nature* 244: 520-521.
- Dunn, E.K. 1975. The rôle of environmental factors in the growth of tern chicks. *Journal Anim. Ecol.* 44: 743-754.
- Dunn, E.K. 1981. Roseates on a lifeline. *Birds* 8: 42-45.
- Dunnet, G.M. 1977. Observations on the effects of low-flying aircraft at seabird colonies on the coast of Aberdeenshire, Scotland. *Biological Conserv.* 12: 55-63.
- Ellssel, O. 1978. Bestandsbewegungen bei den Seeschwalben der deutschen Nordseeküste und ihre Deutung. *Oldenburger Jber.* 75/76: 95-144.
- Erwin, R.M. 1979. Species interactions in a mixed colony of Common Terns (*Sterna hirundo*) and Black Skimmers (*Rynchops niger*). *Animal Behav.* 27: 1054-1062.
- Erwin, R.M. 1980. Breeding habitat used by colonially nesting waterbirds in two mid-Atlantic U.S. regions under different regimes of human disturbance. *Biological Conserv.* 18: 39-51.
- Erwin, R.M. 1988. Correlates of nest-defence behavior of Common Terns. *Journal Fld Orn.* 59: 135-142.
- Erwin, R.M. 1989. Responses to human intruders by birds nesting in colonies: experimental results and management guidelines. *Colonial waterbirds* 12: 104-108.
- Erwin, R.M. & D.C. Smith 1985. Habitat comparisons in nesting Common Terns on the mid-Atlantic coast. *Colonial Waterbirds* 8: 155-165.
- Evans, P.H.G. 1984. Status and conservation of seabirds in Northwest Europe (excluding Norway and the USSR). *ICBP Technical Publication* 2: 293-321.
- Eys, Y.A. 1990. De ecotoxicologische betekenis van gehalten van microverontreinigingen in watervogels van de Westerschelde. Notitie GWAO-90.10086 Rijkswaterstaat, Middelburg.
- Fasola, M. 1986. Distribution and population of Laridae and Sternidae breeding in Italy. *Supplement Rec. biol. Selvaggina* 11: 1-167.
- Fasola, M. & G. Bogliani 1990. Foraging ranges of an assemblage of Mediterranean seabirds. *Colonial Waterbirds* 13: 72-74.
- Fasola, M., N. Saino, L. Canova & G. Bogliani 1989. Breeding and summering populations of gulls and terns in coastal wetlands on the Adriatic Sea. *Gerfaut* 79: 177-184.
- Fimreite, N. 1974. Mercury contamination of aquatic birds in northwestern Ontario. *Journal Wildl. Mgmt* 38: 120-131.
-

- Fox, G.A. 1976. Eggshell quality: its ecological and physiological significance in a DDE-contaminated Common Tern population. *Wilson Bull.* 88: 459-477.
- Franecker, J.A. van 1983. Plastics - een bedreiging voor zeevogels. *Nieuwsbrief NSO* 4: 41-61.
- Franecker, J.A. van 1984. Zeevogels sterven aan plastic. *Natuur en Milieu* 84/1: 12-17.
- Frank, D. 1992. The influence of feeding conditions on food provisioning of chicks in Common Terns *Sterna hirundo* nesting in the German Wadden Sea. *Ardea* 80: 45-55.
- Frank, D. & P.H. Becker 1992. Body mass and nest reliefs in Common Terns *Sterna hirundo* exposed to different feeding conditions. *Ardea* 80: 57-69.
- Furness, R.W. 1987. Seabirds as monitors of the marine environment. *ICBP Technical Publication* 6: 217-230.
- Furness, R.W. & M. Hutton 1979. Pollutant levels in the Great Skua *Catharacta skua*. *Environmental Pollut.* 19: 261-268.
- Furness, R.W. & P. Monaghan 1987. *Seabird ecology*. Blackie, Glasgow.
- Geelen, J.F.M., H.C.J. Oomen, A.L. Stoffers & D. Teunissen 1961. De Hatertse Vennen. *Levende Nat.* 64: 121-129.
- Geelhoed, S. 1988. Enkele broedbiologische gegevens van bontbek- en strandplevier, visdief en dwergstern in het Delta-gebied. *Studentenrapport 5-88 Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren, Middelburg*.
- Gerlach, S.A. 1987. Pflanzennährstoffe und die Nordsee - ein Überblick. *Seevögel* 8: 49-62.
- Gilbertson, M. 1974. Seasonal changes in organochlorine compounds and mercury in Common Terns of Hamilton Harbour, Ontario. *Bulletin envir. Contam. Toxicol.* 12: 726-732.
- Gilbertson, M., R.D. Morris & R.A. Hunter 1976. Abnormal chicks and PCB residue levels in eggs of colonial birds on the Lower Great Lakes. *Auk* 93: 434-442.
- Gilbertson, M. & L.M. Reynolds 1972. Hexachlorobenzene (HCB) in the eggs of Common Terns in Hamilton Harbour, Ontario. *Bulletin envir. Contam. Toxicol.* 7: 371-373.
- Glutz von Blotzheim, U.N. 1962. *Die Brutvögel der Schweiz*. Aargauer Tagblatt AG, Aargau.
- Glutz von Blotzheim, U.N. & K.M. Bauer 1982. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 8/2: Charadriiformes III. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.

Gochfeld, M. 1976. Waterbird colonies of Long Island, New York. 3. Cedar Beach ternery. Kingbird 26: 62-80.

Gochfeld, M. 1978. Terns in traffic. Nat. Hist. (N.Y.) 87: 54-61.

Goethe, F., C.J. Smit & W.J. Wolff 1980. Threats to the birds of the Wadden Sea. In: C.J. Smit & W.J. Wolf (eds), Birds of the Wadden Sea. Stichting Veth tot steun aan Waddenonderzoek, Leiden; 301-308.

Grant, G.S. 1981. Belly-soaking by incubating Common, Sandwich, and Royal Terns. Journal Fld Orn. 52: 244.

Griendverslagen: G. Meijer & S. Dirksen 1981. Griend, vogels en bewaking, broedseizoen 1981; A. Baas & T. Bakker 1982. Griend, vogels en bewaking 1982; W. van der Zande & S. Dirksen 1983. Griend, vogels en bewaking, broedseizoen 1983; B. de Vries & G. Vossebelt 1984. Griend, vogels en bewaking 1984; T. Postma & J. Faber 1985. Griend, vogels en bewaking, broedseizoen 1985; E. Stolwijk & A. Baas 1986. Griend, vogels en bewaking, broedseizoen 1986; J. Faber 1987. Griend, vogels en bewaking 1987; J. Faber & A. van der Spoel 1988. Griend, vogels en bewaking 1988; B. Habekotté & M. Klaassen 1989. Griend, vogels en bewaking 1989; M. Klaassen 1990. Griend, vogels en bewaking 1990; A. Brenninkmeijer & M. Klaassen 1991. Griend, vogels en bewaking 1991.

Grimes, L.G. 1977. A radar study of tern movements along the coast of Ghana. Ibis 119: 28-36.

Grimmett, R. 1987. A review of the problems affecting Palearctic migratory birds in Africa. International Council for Bird Preservation, Cambridge.

Groen, N.M. 1992. De visdiefjes van Amsterdam moeten weer verhuizen. Levende Nat. 93: 10-13.

Großkopf, G. 1964. Sterblichkeit und Durchschnittsalter einiger Küstenvögel. Journal Orn. 105: 427-449.

Guldemon, A. & M. Roog 1982. De broedbiologie van de visdief in twee verschillende biotopen op de Workumerwaard in verband met het beheer. Verslag LH/Nb 606 Landbouwhogeschool, Wageningen.

Hardebeck, W., M. Sülz & G. Krampitz 1974. Die Wirkung von Cadmiumgaben auf das Huhn. Archiv für Geflügelk., Mitteilung 2: 100-103.

Harrison, P. 1985. Seabirds: an identification guide. Helm, London.

Hartung, R. 1965. Some effects of oiling on reproduction of ducks. Journal Wildl. Mgmt 29: 872-874.

Hatch, J.J. 1970. Predation and piracy by gulls at a ternery in Maine. Auk 87: 244-254.

- Hatch, J.J. & I.C.T. Nisbet 1983. Band wear and band loss in Common Terns. *Journal Fld Orn.* 54: 1-16.
- Hawksley, O. 1957. Ecology of a breeding population of Arctic Terns. *Bird-Banding* 28: 57-92.
- Hays, H. 1970. Common Terns pirating fish on Great Gull Island. *Wilson Bull.* 82: 99-100.
- Hays, H. 1978. Timing and breeding success in three- to seven-year-old Common Terns. *Ibis* 120: 127-128.
- Hays, H. 1984. Common Terns raise young from successive broods. *Auk* 101: 274-280.
- Hays, H. & R.W. Risebrough 1972. Pollutant concentrations in abnormal young terns from Long Island Sound. *Auk* 89: 19-35.
- Heidmann, W.A., M. Beyerbach, W. Böckelmann, A. Büthe, H. Knüwer, B. Peterat & H.A. Rüssel-Sinn 1987a. Chlorierte Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle in tot an der Nordseeküste aufgefundenen Seevögeln. *Vogelwarte* 34: 126-133.
- Heidmann, W.A., A. Büthe, B. Peterat & H. Knüwer 1987b. Zur Frage des Einflusses chemischer Rückstände auf das Sterben von Austernfischern (*Hematopus ostralegus*) an der niedersächsischen Küste im Winter 1986/87. *Vogelwarte* 34: 73-79.
- Heinz, G.H. 1976. Methylmercury: second-generation reproductive and behavioral effects on Mallard ducks. *Journal Wildl. Mgmt* 40: 710-715.
- Heubeck, M. 1988. Shetland's seabirds in dire straits. *BTO News* 158: 1-2.
- Hilden, O. 1990. Recent changes in the seabird populations of Finland. *Baltic Birds* 5: 141-153.
- Hopkins, C.D. & R.H. Wiley 1972. Food parasitism and competition in two terns. *Auk* 89: 587-594.
- Il'icev, V.D. & V.A. Zubakin 1990. Handbuch der Vögel der Sowjetunion. Band 6. Ziemsen, Wittenberg.
- James, P.C. 1984. The status and conservation of seabirds in the Mediterranean Sea. ICBP Technical Publication 2: 371-375.
- Kasperek, M. 1982. Zur Zuggeschwindigkeit der Flußseeschwalbe *Sterna hirundo*. *Journal Orn.* 123: 297-305.
- King, K.A., C.A. Lefever & B.M. Mulhern 1983. Organochlorine and metal residues in Royal Terns nesting on the central Texas coast. *Journal Fld Orn.* 54: 295-303.
-

- Klaassen, M. 1989. Voedselbehoefte van sterns in het Waddengebied. *Limosa* 62: 97-99.
- Klaassen, M., B. Habekotté, P. Schinkelhoek, E. Stienen & P. van Tienen 1992a. Time budgets of Arctic and Common Tern chicks: their change with growth rate and energetic implications. In prep.
- Klaassen, M., B. Zwaan, P. Heslenfeld, P. Lucas & B. Luijckx 1992b. Growth rate associated changes in the energy requirements of tern chicks. *Ardea* 80: 19-28.
- Koeman, J.H. 1971. Het voorkomen en de toxicologische betekenis van enkele chloorkoolwaterstoffen aan de Nederlandse kust in de periode van 1965 tot 1970. Proefschrift Rijksuniversiteit Utrecht, Utrecht.
- Koeman, J.H. 1975. The toxicological importance of chemical pollution for marine birds in The Netherlands. *Vogelwarte* 28: 145-150.
- Koeman, J.H., J.J.M. de Goeij, J. Garssen-Hoekstra & E. Pels 1970. Poisoning predatory birds by methylmercury compounds. Mededelingen Fac. landb. Rijksuniv. Gent.
- Koeman, J.H., A.A.G. Oskamp, J. Veen., E. Brouwer, J. Rooth, P. Zwart, E. van den Broek & H. van Genderen 1967a. Insecticides as a factor in the mortality of the Sandwich Tern (*Sterna sandvicensis*). A preliminary communication. Mededelingen Fac. landb. Rijksuniv. Gent 32: 841-854.
- Koeman, J.H., R.C.H.M. Oudejans & E.A. Huisman 1967b. Danger of chlorinated hydrocarbon insecticides in birds' eggs. *Nature* 215: 1094-1096.
- Koeman, J.H. & M. Stasse-Wolthuis 1978. Environment and quality of life. Environmental toxicology of chlorinated hydrocarbon compounds in the marine environment of Europe. Directorate-General for Social Affairs, Health and Safety Directorate, Luxembourg.
- Kubiak, T.J., H.J. Harris, L.M. Smith, T.R. Schwartz, D.L. Stalling, J.A. Trick, L. Sileo, D.E. Docherty & T.C. Erdman 1989. Microcontaminants and reproductive impairment of Forster's Tern on Green Bay, Lake Michigan, 1983. *Archives environm. Contam. Toxicol.* 18: 706-727.
- Lack, D. 1968. Ecological adaptations for breeding in birds. Methuen, London.
- Lakhani, K.H. & I. Newton 1983. Estimating age-specific bird survival rates from ringing recoveries - can it be done? *Journal Anim. Ecol.* 52: 83-91.
- Langham, N.P.E. 1971. Seasonal movements of British terns in the Atlantic Ocean. *Bird Study* 18: 155-175.
- Langham, N.P.E. 1972. Chick survival in terns (*Sterna* spp.) with particular reference to the Common Tern. *Journal Anim. Ecol.* 41: 385-395.
-

- Langham, N.P.E. 1974. Comparative breeding biology of the Sandwich Tern. *Auk* 91: 255-277.
- LeCroy, M. & C.T. Collins 1972. Growth and survival of Roseate and Common Tern chicks. *Auk* 89: 595-611.
- Lemmetyinen, R. 1971. Nest defence behaviour of Common and Arctic Terns and its effects on the success achieved by predators. *Ornis fenn.* 48: 13-24.
- Lemmetyinen, R. 1973a. Breeding success in *Sterna paradisaea* Pontopp. and *S. hirundo* L. in southern Finland. *Annales Zool. Fennica* 10: 526-535.
- Lemmetyinen, R. 1973b. Feeding ecology of *Sterna paradisaea* Pontopp. and *S. hirundo* L. in the archipelago of southwestern Finland. *Annales Zool. Fennica* 10: 507-525.
- Lemmetyinen, R. 1974. Comparative breeding ecology of the Arctic and the Common Tern with special reference to feeding. Reports from the Department of Zoology, University of Turku, Finland.
- Lemmetyinen, R. 1976. Feeding segregation in the Arctic and Common Tern in southern Finland. *Auk* 93: 636-640.
- Lind, H. 1963. Nogle sociale reaktioner hos terner. *Dansk orn. Foren. Tidsskr.* 57: 155-175.
- Ljunggren, K. *et al.* 1969. Activation analyses of mercury and other environmental pollutants in water and aquatic ecosystems. Symposium on the use of nuclear techniques in the measurement and control of environmental pollution, Salzburg.
- Lloyd, C., M.L. Tasker & K. Partridge 1991. The status of seabirds in Britain and Ireland. Poyser, London.
- Lynch, T.E. & D.W. Speake 1978. Eastern Wild Turkey behavioral responses induced by sonic boom. In: J.L. Fletcher & R.G. Busnel (eds), *Effects of noise on wildlife*. Academic Press, New York; 47-61.
- Marples, G. & A. Marples 1934. Sea terns or sea swallows. Country Life, London.
- Mead, C.J. 1978. Tern mortality in West-Africa as shown by British and Dutch ringing results. *Ibis* 120: 110.
- Meininger, P.L. 1986. Kluut *Recurvirostra avosetta*, plevieren *Charadrius* en sterns *Sterna* als broedvogels in het Deltagebied in 1979-85. *Limosa* 59: 1-14.
- Meininger, P.L. 1988. A preliminary investigation of tern catching in Senegal, winter 1987/88. ICBP study report 35 International Council for Bird Protection, Cambridge.
-

- Meininger, P.L. 1989. Populaties van enkele soorten broedvogels in het Delta-gebied in 1988. Nota GWAO-89.1007 Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren, Middelburg.
- Meininger, P.L. 1991. Effecten van de Oosterschelde-werken op de functie van het Deltagebied voor kustbroedvogels (1979-1990). Nota GWAO-91.084 Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren, Middelburg.
- Meininger, P.L. & G.Y. Boerma 1988. Nederlandse sterns in Senegal. Natuurbehoud 19: 68-69.
- Merikallio, E. 1958. Finnish birds, their distribution and numbers. Fauna Fennica 5: 3-181.
- Mes, R. & R. Schuckard 1976. Een onderzoek naar verschillen in fourageeractiviteit tussen visdief *Sterna hirundo* en noordse stern *Sterna paradisaea* op de Engelsmanplaat (NL). Verslag Techn. Geg. 11. Inst. Taxon. Zool., Amsterdam.
- Mes, R., R. Schuckard & H. Smit 1980. Flora en fauna van de Engelsmanplaat. Stichting Veth tot steun aan Waddenonderzoek, Leiden.
- Mes, R., R. Schuckard & J. Wattel 1978. Visdieven *Sterna hirundo* zoeken koelte. Limosa 51: 64-68.
- Monaghan, P. & B. Zonfrillo 1986. Population dynamics of seabirds in the Firth of Clyde. Proceedings Royal Soc. Edinburgh 90: 363-375.
- Morris, R.D., R.A. Hunter & J.F. McElman 1976. Factors affecting the reproductive success of Common Tern (*Sterna hirundo*) colonies on the lower Great Lakes during the summer of 1972. Canadian J. Zool. 54: 1850-1862.
- Morris, R.D. & D.A. Wiggins 1986. Ruddy Turnstones, Great Horned Owls, and egg loss from Common Tern clutches. Wilson Bull. 98: 101-109.
- Muselet, D. 1982. Les quartiers d'hivernage des Sternes pierregarins (*Sterna hirundo*) européennes. L'Oiseau et R.F.O. 52: 219-235.
- Muus, B.J. 1966. Zeevissengids. Elsevier, Amsterdam.
- Nelson-Smith, A. 1971. Effects of oil on marine plants and animals. In: P. Hepple (ed.), Water pollution by oil. Elsevier, Amsterdam; 273-280.
- Nezel, K. & H. Vogt 1976. Der Einfluss von Bleizusätzen zum Broiller- und Legehennefutter auf die Leistung der Tiere und auf Rückstandsgehalte in den Geweben und Eiern. Archiv für Geflügelk., Mitteilung 2: 188-192.
- Nickell, W.P. 1964. Some mammal predators in a colony of Common Terns. Bird-Banding 35: 40.
- Nisbet, I.C.T. 1972. Disaster year for terns. Man and Nature Dec. '72: 16-21.
-

- Nisbet, I.C.T. 1973. Courtship-feeding, egg-size and breeding success in Common Terns. *Nature* 241: 141-142.
- Nisbet, I.C.T. 1975. Selective effects of predation in a tern colony. *Condor* 77: 221-226.
- Nisbet, I.C.T. 1977. Courtship feeding and clutch size in Common Tern. In: B. Stonehouse & C. Perrins (eds), *Evolutionary ecology*. MacMillan, London; 101-109.
- Nisbet, I.C.T. 1978. Population models for Common Terns in Massachusetts. *Bird-Banding* 49: 50-58.
- Nisbet, I.C.T. 1983. Territorial feeding by Common Terns. *Colonial Waterbirds* 6: 64-70.
- Nisbet, I.C.T. 1985. Paralytic shellfish poisoning: effects on breeding terns. *Condor* 85: 338-345.
- Nisbet, I.C.T. & M.E. Cohen 1975. Asynchronous hatching in Common and Roseate Terns, *Sterna hirundo* and *S. dougallii*. *Ibis* 117: 374-379.
- Nisbet, I.C.T. & W.H. Drury 1972. Measuring breeding success in Common and Roseate terns. *Bird-Banding* 43: 97-106.
- Nisbet, I.C.T. & L.M. Reynolds 1984. Organochlorine residues in Common Terns and associated estuarine organisms, Massachusetts, U.S.A., 1971-81. *Marine env. Res.* 11: 33-66.
- Nisbet, I.C.T. & M.J. Welton 1984. Seasonal variations in breeding success of Common Terns: consequences of predation. *Condor* 86: 53-60.
- Nolet, B.A. 1988. Broedsucces van enige kustvogels in een zilverbreeuwkolonie. *Limosa* 61: 79-84.
- Orbie, G. 1991. *De grote stern Sterna sandvicensis nieuwe broedvogel voor België*. *Mergus* 5: 3-12.
- Pearson, T.H. 1968. The feeding biology of sea-bird species breeding on the Farne Islands, Northumberland. *Journal Anim. Ecol.* 37: 521-552.
- Platteeuw, M. 1986. Effecten van geluidhinder door militaire activiteiten op gedrag en ecologie van wadvogels. RIN-rapport 86/13 Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Texel.
- Postma, H. 1982. Hydrography of the Wadden Sea: movements and properties of water and particulate matter. Final report on 'Hydrography' of the Wadden Sea Working Group, Report 2. Stichting Veth tot steun aan Waddenonderzoek, Leiden.
- Postuma, K.H., J.J. Zijlstra & N. Das 1965. On the immature herring of the North Sea. *Journal Cons. int. Explor. Mer* 29: 256-276.
-

Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1980. Umweltprobleme der Nordsee. Kohlhammer, Stuttgart.

Rauck, G. 1978. The possibility of long-term changes in stock size of fish species living in the Wadden Sea. In: N. Dankers, W.J. Wolff & J.J. Zijlstra (eds), Fishes and fisheries of the Wadden Sea. Stichting Veth tot steun aan Waddenonderzoek, Leiden; 33-42.

Rijnsdorp, A.D., N. Daan, F.A. van Beek & H.J.L. Heessen 1991. Reproductive variability in North Sea plaice, sole and cod. Journal Cons. int. Explor. Mer 47: 352-375.

Ripley, S.D. 1977. Trapping of terns in West-Africa. Bulletin int. Counc. Bird Preserv. 40: 8-10.

Rittinghaus, H. 1956. Etwas über die 'indirekte' Verbreitung der Ölpest in einem Sevogelschutzgebiete. Ornithologische Mitt. 8: 43-46.

Rooth, J. 1956. Vreemd broedgedrag. Levende Nat. 59: 225-230.

Rooth, J. 1958. Relations between Black-headed Gulls (*Larus ridibundus*) and terns (*Sterna spec.*) in The Netherlands. Bulletin int. Comm. Bird Preserv. 7: 117-119.

Rooth, J. 1960. Nog eens: het kokmeeuwenprobleem. Vogeljaar 8: 1-3.

Rooth, J. 1965. Over sterns en kaapmeeuwen. Levende Nat. 68: 265-275.

Rooth, J. 1980. Common Tern (*Sterna hirundo* L.). In: C.J. Smit & W.J. Wolf (eds), Birds of the Wadden Sea. Stichting Veth tot steun aan Waddenonderzoek, Leiden; 258-265.

Rooth, J. & D.A. Jonkers 1972. The status of some piscivorous birds in The Netherlands. In: J.H. Koeman (ed.), Side-effects of persistent pesticides and other chemicals on birds and mammals in The Netherlands. TNO Nieuws 27: 551-555.

Rooth, J. & M.F. Mörzer Bruijns 1959. De grote stern (*Sterna s. sandvicensis* Lath.) als broedvogel in Nederland. Limosa 32: 13-23.

Rooth, J. & A. Timmerman 1965. Over de invloed van schieten op het gedrag van de lepelaars in de kolonie 'Het Zwanenwater' in de duinen van Callantsoog (N-H). Rapport Rijksinstituut voor Veldbiologisch Onderzoek ten Behoeve van het Natuurbehoud, Leersum.

Safina, C. & J. Burger 1988a. Ecological dynamics among prey fish, bluefish, and foraging Common Terns in an Atlantic coastal system. In: J. Burger (ed.), Seabirds & other marine vertebrates. Colombia University Press, New York; 95-173.

Safina, C. & J. Burger 1988b. Prey dynamics and the breeding phenology of Common Terns (*Sterna hirundo*). Auk 105: 720-726.

- Safina, C. & J. Burger 1989. Inter-annual variation in prey availability for Common Terns at different stages of their reproductive cycle. *Colonial Waterbirds* 12: 37-42.
- Safina, C., J. Burger, M. Gochfeld & R.H. Wagner 1988. Evidence for prey limitation of Common and Roseate Tern reproduction. *Condor* 90: 852-859.
- Safina, C., R.H. Wagner, D.A. Witting & K.J. Smith 1990. Prey delivered to Roseate and Common Tern chicks; composition and temporal variability. *Journal Fld Orn.* 61: 331-338.
- Scharenberg, W. 1991. Prefledging terns (*Sterna paradisaea*, *Sterna hirundo*) as bioindicators for organochlorine residues in the German Wadden Sea. *Archives environm. Contam. Toxicol.* 21: 102-105.
- Schenk, P.M. 1959. De kokmeeuwen werkelijk een probleem. *Vogeljaar* 7: 185-188.
- Schenk, P.M. 1960. Reactie op een reactie. *Vogeljaar* 8: 2-3.
- SOVON 1987. Atlas van de Nederlandse vogels. Samenwerkende Organisaties Vogelonderzoek Nederland, Arnhem.
- Spaans, A.L. & C. Swennen 1968. De vogels van Vlieland. *Wetenschappelijke Meded. k. Ned. natuurh. Veren.* 75: 1-104.
- Speek, B.J. & G. Speek 1984. Thieme's vogeltrekatlas. Thieme, Zutphen.
- Spendelow, J.A. 1982. An analysis of temporal variation in, and the effects of habitat modification on, the reproductive success of Roseate Terns. *Colonial Waterbirds* 5: 19-31.
- Staab, R. 1990. Trapping of terns along tropical beaches. *Vår Fågelvärld* 49: 163-164.
- Stickel, W.H. 1973. Pesticide residues in birds and mammals. In: C.A. Edwards (ed.), *Environmental pollution by pesticides*. Plenum, London; 254-312.
- Stienen, E.W.M. & P.G.M. van Tienen 1991. Prooi- en energieconsumptie door kuikens van noordse stern (*Sterna paradisaea*) en visdief (*S. hirundo*) in relatie tot enkele abiotische factoren. Intern rapport 91/32 Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.
- Storey, A.E. 1987. Characteristics of successful nest sites for marsh-nesting Common Terns. *Canadian J. Zool.* 65: 1411-1416.
- Stresemann, E. & V. Stresemann 1966. Die Mauser der Vögel. *Journal Orn.* 107, Sonderheft.
- Switzer, B., V. Lewin & F.H. Wolfe 1973. DDE and reproductive success in some Alberta Common Terns. *Canadian J. Zool.* 51: 1081-1086.
-

Taylor, I.R. 1975. Feeding behaviour and ecology of terns on the Ythan Estuary, Aberdeenshire. Thesis University of Aberdeen, Aberdeen.

Taylor, I.R. 1983. Effect of wind on the foraging behaviour of Common and Sandwich Terns. *Ornis scand.* 14: 90-96.

Teixeira, R.M. (red.) 1979. Atlas van de Nederlandse broedvogels. Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten in Nederland, 's-Graveland.

Ternes, W. & H.A. Rüssel 1985. Schwermetallverteilung (Pb, Cd, Hg) bei Vögeln und Eiern in Abhängigkeit vom Nahrungsspektrum und Standort. Vortrag zum 3. Kolloquium Atomspektrometrische Spurenanalytik, Konstanz.

Thiessen, H. 1986. Zur Bestandsentwicklung und Situation von Möwen Laridae und Seeschwalben Sternidae in Schleswig-Holstein - sowie Gedanken zum 'Möwenproblem'. *Seevögel* 7: 1-12.

Thomas, G.J. 1982. Breeding terns in Britain and Ireland, 1975-79. *Seabird Report* 6: 59-69.

Tinbergen, N. 1932. Vergelijkende waarnemingen aan enkele meeuwen en sterns. *Ardea* 21: 1-13.

Tomialojc, L. 1990. Ptaki Polski. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.

Ulfstrand, S. & G. Högstedt 1976. How many birds breed in Sweden? *Anser* 15: 1-32.

Vader, W. 1990. Why has the Common Guillemot *Uria aalge* decreased in Norway? *Pelagius* 5: 17-22.

Vandewalle, F.J. 1988. Origins and migration routes of some Palearctic terns wintering in Africa south of the Zambesi and Cunene rivers. *Gerfaut* 78: 131-150.

Veen, J. 1977. Functional and causal aspects of nest distribution in colonies of the Sandwich Tern (*Sterna s. sandvicensis* Lath.). Brill, Leiden.

Veen, J. & J. Faber 1989. Sterns: een bedreigde vogelgroep? In: A.L. Spaans (red.), *Wetlands en watervogels*. Pudoc, Wageningen; 18-33.

Veen, J. & J. van de Kam 1988. Griend vogeleiland in de Waddenzee. *Natuurmonumenten, 's-Graveland/Terra, Zutphen*.

Veen, J.F. de 1971. Veranderingen in de visstand in de Noordzee. *Waddenbulletin* 6: 2-7.

Veenstra, H.J. 1980. Introduction to the geomorphology of the Wadden Sea area. In: K.S. Dijkema, H.E. Reineck & W.J. Wolff (eds), *Geomorphology of the Wadden Sea area*. Stichting Veth tot steun aan Waddenonderzoek, Leiden; 8-19.

- Vermeer, K. 1971. A survey of mercury residues in aquatic bird eggs in the Canadian Prairie Provinces. Transaction of the thirty-sixth North American Wildlife and Natural Resources Conference 36: 138-150.
- Vermeer, K., F.A.J. Armstrong & D.R.M. Hatch 1973. Mercury in aquatic birds at Clay Lake, western Ontario. Journal Wildl. Mgmt 37: 58-61.
- Viksne, J. 1989. Latvian breeding bird atlas. Riga Zinatne, Riga.
- Voous, K.H. 1960. Atlas van de Europese vogels. Elsevier, Amsterdam.
- Vos, J.G. & J.H. Koeman 1970. Comparative toxicologic study with polychlorinated biphenyls in chickens with special reference to porphyria, edema formation, liver necrosis and tissue residues. Toxicology appl. Pharmacol. 17: 656-668.
- Vos, J.G., H.L. van der Maas, A. Musch & E. Ram 1971. Toxicity of hexachlorobenzene in Japanese Quail with special reference to porphyria, liver damage, reproduction, and tissue residues. Toxicology appl. Pharmacol. 18: 944-957.
- Vries, R. de 1990. Brutvogelbestände an der deutschen Nordseeküste im Jahre 1988 - Dritte Erfassung durch die Arbeitsgemeinschaft 'Seevogelschutz'. Seevögel 11: 21-26.
- Wagner, R.H. & C. Safina 1989. Relative contribution of the sexes to chick feeding in Roseate and Common Terns. Wilson Bull. 101: 497-500.
- Walsh, P.M., J. Sears & M. Heubeck 1991. Seabird numbers and breeding success in 1990. Nature Conservancy Council CSD report 1235.
- Wiggins, D.A. & R.D. Morris 1987. Parental care of the Common Tern *Sterna hirundo*. Ibis 129: 533-540.
- Wilson, D.R. 1971. Sonic booms and seabird colonies. Seabird Rep. 2: 44.
- Winters, K.P. 1980. Umweltprobleme der Nordsee, Kurzfassung. Der Bundesminister des Innern, Bonn.
- Zijlstra, J.J. 1972. On the importance of the Waddensea as a nursery area in relation to the conservation of the southern North Sea fishery resources. Symposia Zool. Soc. Lond. 29: 233-258.
- Zoun, P.E.F. 1991. Verslag van een onderzoek naar de oorzaak van sterfte van vogels langs de Nederlandse kust gedurende december 1988 en januari 1989. Rapport Centraal Diergeneeskundig Instituut, afdeling Biochemie en Toxicologie, Lelystad.
- Zweeres, K. 1959. Naschrift. Vogeljaar 7: 188-189, 201.
-

SAMENVATTING

Dit rapport, samengesteld door het DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Arnhem, in opdracht van de Dienst Getijdewateren (DGW) van Rijkswaterstaat, is een beschrijving van de ecologie van de visdief *Sterna hirundo*. De visdief is gekozen als een indicatorsoort voor de toestand van de Nederlandse kustwateren en estuariene gebieden, met name de Waddenzee en het Deltagebied. Het rapport maakt een vergelijking tussen de huidige populatiegrootte van de visdief langs de Nederlandse kust en de toestand in 1930. Verder bevat het rapport autecologische gegevens van de visdief en effecten van menselijk ingrijpen op de populatie.

Het verloop van het aantal broedparen langs de Nederlandse kust

In het begin van de twintigste eeuw was het aantal broedparen van de visdief langs de Nederlandse kust relatief groot. Tussen 1905 en 1910 is een duidelijke afname te zien, veroorzaakt door het massaal schieten van adulte visdieven ten behoeve van de dameshoedenindustrie en het rapen van eieren. Na 1910 herstelde de soort zich weer langzaam, mede door het opnemen van de visdief in de wet als een volledig beschermde diersoort in 1912. Het herstel zette zich voort tot aan het begin van de Tweede Wereldoorlog (1930 26 000 paren, 1937 46 000 paren). Tijdens de Tweede Wereldoorlog daalde het aantal broedparen van de visdief weer tot ongeveer 17 200 paren in 1945. Deze afname werd veroorzaakt door het schieten van adulte visdieven, het rapen van eieren en andere verstoringen tijdens de bezetting. Na 1945 heeft de populatie zich weer hersteld tot meer dan 30 000 paren in 1948. Aan het einde van de jaren vijftig is de soort opnieuw enorm achteruitgegaan. De stand bereikte een dieptepunt in 1965, toen langs de Nederlandse kust ongeveer 5000 paren broedden. Deze achteruitgang vond voornamelijk plaats in de kustgebieden en werd veroorzaakt door vergiftiging met gechloreerde koolwaterstoffen afkomstig van een fabriek in de Nieuwe Waterweg. Na dit dieptepunt heeft de broedpopulatie van de visdief in Nederland zich enigszins hersteld tot ongeveer 10 000 paren in de laatste twintig jaar. In 1990 broedden er langs de Nederlandse kust bijna 12 000 paren. Het niveau van de periode vóór de vergiftiging is dus nog niet bereikt.

Wanneer de situatie van 1930 met de huidige situatie wordt vergeleken, blijkt dat zowel in 1930 als in 1990 de meeste visdieven in het Deltagebied en het Waddengebied broedden. De belangrijkste broedpopulaties rond 1930 waren de kolonies op De Beer en de Scheelhoek in het Deltagebied en Griend in de Waddenzee. Tegenwoordig zijn de kolonies in het Deltagebied veel kleiner dan in 1930. De belangrijkste kolonies in 1990 waren de kolonies op Griend en de kolonie in de Workumerwaard in het IJsselmeer. Deze grote kolonies dragen op landelijk niveau procentueel echter niet meer zo veel bij tot het totaal als de grote kolonies in 1930.

Als referentiejaar kan het beste 1937 genomen worden, toen meer dan 46 000 paren langs de Nederlandse kust broedden.

Factoren die het broedsucces beïnvloeden

Niet-antropogene factoren. Het broedsucces (het aantal vliegvlugge jongen per nest) van de visdief schommelt enorm van jaar tot jaar. Het broedsucces wordt mede bepaald door de voedselomstandigheden. De visdief is een voedselspecialist en is dus sterk afhankelijk van enkele voedselbronnen. Bovendien kunnen de kuikens afhankelijk van hun leeftijd slechts bepaalde grootteklassen van vissen verwerken. De voedselbeschikbaarheid wordt direct beïnvloed door het getij en de weersomstandigheden. Harde wind, regen en mist kan het foerageren van deze oogjagers sterk bemoeilijken.

Enkele koude dagen kunnen de oorzaak zijn van een verhoogde kuikensterfte door onderkoeling. In zanderige gebieden kunnen zandstormen slachtoffers opeisen. Door overstromingen kunnen eieren en kuikens weggespoeld worden. Predatie kan in bepaalde gebieden (met name in gebieden waar landroofdieren of zilvermeeuwen aanwezig zijn) het broedsucces sterk nadelig beïnvloeden. In mindere mate spelen ziekten en het verlaten van het nest door de oudervogels een rol.

Antropogene factoren. Antropogene factoren die het broedsucces beïnvloeden, zijn verontreinigingen, verstoring en een intensieve visserij. Daarnaast kunnen veranderingen in het landschap en het vangen of schieten van visdieven in de overwinteringsgebieden achteruitgang van de soort bewerkstelligen.

De visdief is een toppredator en is daardoor zeer gevoelig voor verontreinigingen. In het begin van de jaren zestig is de soort langs de Nederlandse kust enorm achteruitgegaan door vergiftiging met organochloorverbindingen. Vooral pas uitgekomen kuikens, vliegvlugge jongen en trekkende vogels bleken gevoelig voor de verontreinigingen. Tegenwoordig zijn vooral PCB's en zware metalen in relatief hoge concentraties in het mariene milieu aanwezig. Recente gegevens over verontreinigingen in de visdief en visdiefieren zijn nauwelijks bekend. Het lijkt er echter op dat de soort tegenwoordig weinig last heeft van verontreinigingen.

De laatste decennia is er sprake van een toenemende eutrofiëring van de kustzone van de Noordzee en de estuaria. Door eutrofiëring kan het zicht van jagende visdieven beperkt worden. Het is niet duidelijk of eutrofiëring van de kustwateren de soort positief beïnvloedt doordat er meer en energierijker voedsel aanwezig is, dan wel negatief doordat het vangssucces is gedaald door het afgenomen zicht van de foeragerende sterns.

Menselijke verstoring heeft tegenwoordig waarschijnlijk weinig invloed op de soort. Hoewel de gevolgen van verstoring vooral tijdens het broedseizoen aanzienlijk kunnen zijn, hetgeen blijkt uit de vele voorbeelden uit het verleden van sterns die door bijvoorbeeld de toegenomen strandrecreatie uit hun oorspronkelijke broedgebieden verdreven zijn. Gezien het feit dat de meeste broedgebieden van de visdief tegenwoordig in beschermde gebieden liggen

en dat verstoring meestal zeer sporadisch voorkomt, lijkt het onwaarschijnlijk dat de visdief tegenwoordig veel last heeft van verstoring door de mens.

Het broedsucces van de visdief is sterk afhankelijk van de hoeveelheid beschikbaar voedsel. Aangezien de visdief afhankelijk is van slechts een beperkt aantal voedselbronnen (vooral relatief energierijke vissen) en bovendien slechts van bepaalde grootteklassen, kan bevissing van bepaalde vissoorten het beschikbare voedsel aanzienlijk verminderen. Omdat de meeste andere factoren (behalve misschien de voedselsituatie en de vangst van sterns in de overwinteringsgebieden, alsmede factoren die de sterfte tijdens de trek beïnvloeden) tegenwoordig weinig invloed lijken te hebben op de Nederlandse visdievenpopulatie, lijkt de invloed van de visserij van groot belang voor de soort. Helaas hebben de gegevens over de visstand betrekking op een relatief groot gedeelte van de Noordzee, zodat geen uitspraak gedaan kan worden over lokale effecten van visserij op de visdief. Bovendien zijn niet van alle voor de visdief belangrijke vissoorten gegevens voorhanden. Bovendien is de visdief bij het jagen afhankelijk van vissen die zich in de bovenste waterlaag bevinden. Er is echter weinig bekend over de verticale verspreiding van de vissen.

Veranderingen in het landschap kunnen voor de visdief van het grootste belang zijn. Er zijn vele voorbeelden uit het verleden bekend die laten zien dat door menselijk ingrijpen in het landschap (woningbouw, aanleg van wegen, dijken en dammen, inpoldering, industrialisatie, ruilverkaveling enz.) de sterns gedwongen werden hun broedgebied te verlaten. Vooral in het Deltagebied hebben zulke veranderingen (het afsluiten van de zeearmen) geleid tot het verdwijnen van broedplaatsen, maar ook tot het ontstaan van nieuwe broedplaatsen. Om de broedgebieden van de sterns in de toekomst te beschermen, is een goed beheersbeleid van het grootste belang. Vooral in het Deltagebied, waar als gevolg van het afsluiten van de zeearmen een snelle successie van de vegetatie plaatsvindt, zullen anders veel broedgebieden voor sterns verdwijnen.

In de overwinteringsgebieden langs de Afrikaanse kust worden aanzienlijke aantallen sterns gevangen of geschoten. Het is echter niet bekend in hoeverre dit doorwerkt op de aantallen in Nederland.

SUMMARY

This report has been written by the DLO Institute for Forestry and Nature Research (IBN-DLO), Arnhem, by order of the 'Dienst Getijdewateren' of 'Rijkswaterstaat' Middelburg. It contains an ecological profile of the Common Tern *Sterna hirundo*. The Common Tern has been selected as an indicator species of the state of the coastal waters and estuarine areas in The Netherlands, especially the Wadden Sea area in the north and the Delta area in the south-west of the country. This report compares the state of the Common Tern at the present time with its state in 1930. Furthermore it describes the autecology of the species and the effects of human interference upon the population.

The status of the Common Tern along the Dutch coastal areas in the 20th century

At the beginning of the 20th century the Common Tern was found in relatively large numbers along the Dutch coastal areas (over 30 000 breeding pairs). During the period 1905-1910 the species decreased greatly to about 10 000 pairs in 1909 as a result of eggging and shooting of adult terns for the manufacture of lady's hats. After this period there was a gradual increase in the population size, partly as a result of the protection of the species by law. The increase lasted until World War II, with more than 46 000 breeding pairs in 1937. During the war period the species decreased to about 17 200 pairs in 1945, as a result of shooting of adult terns, eggging and other disturbances during the German occupation. After World War II the population increased with peaks of more than 30 000 pairs. At the end of the 1950s numbers dropped markedly and the number of breeding pairs had declined to about 5000 in 1965. This decrease was a result of the pollution of the Dutch coastal areas by organochlorine pesticides. Since then the population size has gradually increased up to about 10 000 pairs in the last twenty years. However, the relatively large numbers found in the period previous to the pollution with organochlorines have never been reached. In 1990 the Dutch coastal area contained almost 12 000 breeding pairs.

When comparing the situation of 1930 with the 1990 status of the species, it can be seen that in both years the majority of the breeding population of the Common Tern in The Netherlands was present in the Delta area and the Wadden Sea area. The main breeding populations in the 1930s were the colonies at De Beer and the Scheelhoek in the Delta area and at Griend in the Dutch Wadden Sea. In 1990 the main colonies were the colonies at Griend and in the Workumerwaard in the IJsselmeer area. The main populations in 1990 represented less of the total Dutch coastal population than was the case in 1930, indicating that the present population has a more dispersed pattern.

In 1930 there were 26 000 breeding pairs found along the Dutch coast, and this decreased to less than 50% of that number in 1990. It is suggested better

to take 1937 rather than 1930 as a reference; in 1937 the Dutch population contained more than 46 000 pairs.

Factors influencing the fledging success

Non-human factors. The fledging success (the number of young able to fly per nest) of the Common Tern varies from year to year. Fledging success is partly influenced by the feeding conditions. The Common Tern specialises on just a few food items, and so is highly vulnerable to changes in food availability. Furthermore the size of the fish fed to the chicks is dependent on the age of the chicks. The availability of the food is highly dependent on the tidal cycle and weather conditions. Strong wind, heavy rain and fog can negatively influence the foraging of the terns because they are highly dependent on the birds' sight during foraging.

A period of low temperature can cause mortality of chicks because they become chilled. In large sandy areas sand storms can cause high mortality. As a consequence of flooding many eggs and chicks can flush away. In some areas (especially in those areas where ground predators or Herring Gulls are present) predation can strongly reduce fledging success. Diseases and the desertion of nests by the parents are of less importance to the fledging success.

Human factors. Pollution, disturbance and intensive fishing by man can have a strong impact on the fledging success of the Common Tern. Changes in the traditional nesting areas and the catching and shooting of terns in winter areas can also reduce numbers.

Pollution. The Common Tern is a very sensitive species as regards pollution. At the beginning of the 1960s numbers on the Dutch coast were strongly reduced, because of the pollution of the coastal waters by organochlorine pesticides. Hatchlings, fledging chicks, and also migrating birds were especially sensitive to pollution. At present the main pollution in The Netherlands is caused by PCBs and heavy metals in the marine environment. Present pollution levels in Common Terns or in the eggs of the species in The Netherlands are hardly known. However it seems that there is no danger to the species nowadays.

During the last decades the eutrofication of the coastal areas of the North Sea and estuaries has increased. Eutrofication can cause reduced sight for the foraging terns. It is not clear whether eutrophication of the coastal and estuarine waters has a positive influence on the species, because there is more food available, which also contains more energy, or has a negative influence as a result of a diminished fishing success of the terns caused by the reduced sight.

Human disturbance. At present human disturbance is probably of less importance to the species than before. In the past many cases are known of terns being driven away from their original breeding areas, for example as a result of increased beach recreation. Because at present most breeding areas of the Common Tern are situated in protected areas, human disturbance seems unimportant.

Fishery. Food availability strongly influences the fledging success of the species. The Common Tern depends on just a few fish species for food (especially fish with a relatively high energy content) and furthermore on certain length classes, so commercial fishing of certain species can reduce the available food. Because most other factors (except maybe the food availability and catching of terns by the local people in the African winter areas and factors influencing mortality during migration) nowadays seem of less importance to the Dutch breeding population of the Common Tern than in the past, commercial fishing seems to be of great importance. The presented data of the abundance of several fish stocks all relate to relatively large parts of the North Sea, while terns are dependent on the local food situation. Furthermore Common Terns depend on fish present in the upper water layer. Relatively little is known about the vertical distribution of the fish.

Changes in the traditional nesting areas. Changes in the nesting areas can be of the utmost importance to the species. In the past many examples are known of human interference (for example the building of houses, roads, dikes and dams, reclamation, industrialisation and re-allotment) in traditional nesting areas causing the terns to leave. Especially in the Delta area such changes (the closing of the sea branches) led to the loss of some traditional nesting areas, but some new nesting areas were also created in this way. Good management is of great importance in order to protect the breeding areas of the terns in The Netherlands.

Many breeding habitats will especially be lost in the Delta area, where closing of the sea branches led to a rapid succession of the vegetation, without good management.

Catching of terns. At present the catching and shooting of terns is of little importance to the species in The Netherlands. But in the wintering areas along the African coast large numbers of terns are caught or shot. The impact of this catching and shooting on the species is not known.

BIJLAGE 1. AANTALSVERLOOP VISDIEF (BIJDRAGE SOVON).

Inleiding

Het DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO) heeft SOVON de opdracht verleend tot het samenstellen van een overzicht van de aantallen broedparen van de visdief per kolonie in Nederland (Waddengebied, Deltagebied en IJsselmeer) voor de jaren 1930 tot en met heden. Door medewerkers van de afdeling Monitoring (Henk Wessels archiefonderzoek, Norbert Kwint archiefonderzoek en verslaglegging) is deze opdracht ter hand genomen.

In deze bijlage wordt aandacht besteed aan de werkwijze en de volledigheid van het materiaal. Achterin de bijlage is een overzicht te vinden met alle gebruikte archieven en bronnen.

Opdracht

Ten behoeve van een modellering van de populatiedynamiek van de visdief is door de Dienst Getijdewateren (DGW) aan het IBN-DLO de opdracht verleend een ecoprofiel van de visdief op te stellen. SOVON is door het IBN-DLO hierbij betrokken om gegevens over de aantallen broedparen van deze soort vanaf 1900 te verzamelen. De nadruk ligt op het Waddengebied en het Deltagebied. SOVON heeft hiervoor archiefonderzoek gepleegd. De resultaten van dit onderzoek worden verwoord in een afzonderlijk hoofdstuk in bovengenoemd ecoprofiel.

Werkwijze

Gebied. In de publikatie genoemde naam van het gebied waar de kolonie zich bevindt. De ligging van de kolonie was vrijwel altijd duidelijk omschreven of aangeduid. In een aantal gevallen werden in verschillende bronnen andere namen gebruikt voor dezelfde kolonie. Middels vergelijking van overeenkomende jaren kon dit vaak herleid worden, zodat van bepaalde kolonies een zo lang mogelijke reeks ontstond. Bij twijfel werden de verschillende namen van de kolonies gehandhaafd. Met name op de Waddeneilanden werden nogal eens verschillende namen voor de kolonies gebruikt.

Regio. De volgende regio's zijn aangehouden: Waddengebied, Deltagebied, IJsselmeer (inclusief Afsluitdijk) en Holland (zie voor de begrenzing van de regio's figuur 5).

Jaar. Inventarisatie- of teljaar. Wanneer een aantalsopgave voor een periode werd gedaan (bijvoorbeeld gemiddeld 100 van 1930-1940), dan is voor ieder tussenliggend jaar het betreffende aantal (100) ingevoerd.

Reken-aantal. Het absolute aantal paren waarmee 'gerekend' wordt. Besloten werd zoveel mogelijk ook aantalsaanduidingen om te zetten in concrete aantallen. Bij intervallen werd het rekenkundige gemiddelde als aantal geno-

men: bijvoorbeeld 50-100 werd 75 paren, 600-700 werd 650 paren. In de diverse bronnen werd daarnaast geregeld gebruikgemaakt van aanduidingen als vele, talrijk, minder dan vorig jaar, kleine kolonie en dergelijke. Getracht is voor deze aanduidingen een aantal te bepalen. Hierbij is zoveel mogelijk gekeken naar de 'omringende' jaren of de dichtstbijzijnde jaren. Een kleine kolonie of een klein aantal leverde hierdoor meestal 5-10 paren op. Wanneer er geen enkele referentie aanwezig was met betrekking tot het aantal broedparen, is een reken-aantal achterwege gelaten.

Dubbeltellingen. Het kwam geregeld voor dat in diverse bronnen voor een kolonie verschillende aantalsopgaven werden gedaan. Per kolonie is zoveel mogelijk dezelfde bron aangehouden. Daarnaast werd getracht in te schatten in hoeverre de diverse bronnen betrouwbaar waren. In het algemeen kregen exacte opgaven de voorkeur boven vage. Het aangehouden aantal is dus de meest exacte, betrouwbaar ogende, liefst meerjarig voorkomende bron.

Visdief/noordse stern. Aantalsopgaven van gemengde kolonies kwamen nauwelijks voor. Bij het 'uit elkaar halen' van de aantallen van de afzonderlijke soorten is vooral gekeken naar de jaren waarvoor de aantallen van de beide soorten wel exact bekend waren

De gevolgde werkwijze wordt hier kort uiteengezet:

- * Er is begonnen met het bij SOVON aanwezige materiaal. Dit was het best direct toegankelijk. Een belangrijk deel van het SBB/NWA-archief was reeds in het Oude-Tijdreeksenproject verwerkt.

- * Bij het IBN-DLO (Leersum) en Staatsbosbeheer (SBB) (NWA-archief) werden de soortarchieven van de visdief doorgenomen.

- * Uit een uitdraai van het DGW-archief werd een selectie gemaakt van relevante bronnen.

De gegevens zijn als volgt verwerkt:

In eerste instantie is zoveel mogelijk gewerkt met een papieren archief. Hiervoor is een formulier gemaakt (fig. 1.1). Het voordeel van het gebruik van een papieren archief is dat men gemakkelijk voor de kolonies een overzicht heeft (welke kolonies, welke jaren, welke bronnen). Dit maakt het eenvoudiger om verschillende bronnen en archieven samen te voegen (avifauna's, rapporten, oude-tijdreeksenarchief). Met name de verschillende streekavifauna's zijn op papier uitgewerkt.

De gebruikte rapporten met betrekking tot het Deltagebied bevatten vaak al meerjarige overzichten. Daarnaast werden de Rijkswaterstaat-rapporten van P.L. Meininger (vanaf 1979) geacht (nagenoeg) volledig te zijn. Voor deze jaren (1979-1990) hoefden de verschillende bronnen of archieven niet bij elkaar te worden gevoegd.

Na het invoeren van de gepubliceerde aantallen is een inter- en extrapolatieslag uitgevoerd (in nauwe samenwerking met DGW en IBN-DLO). Er is zoveel mogelijk getracht bestaande gaten op te vullen. Er werd vooral gekeken naar

de dichtstbijzijnde jaren waarvan wel gegevens voorhanden waren. Daarnaast werd rekening gehouden met de trend van de voorafgaande en de daaropvolgende jaren. Bij het ontbreken van gegevens van een jaar werd het gemiddelde van de aantallen van de omliggende jaren genomen. Bij de visdief was vooral het grote aantal kolonies een probleem (> 400). Besloten werd alleen gaten (vooral 1-5 jaren) in langere reeksen (> 10 jaar) van de grotere kolonies op te vullen. Uit de jaren 1900-1920 waren slechts enkele opgaven beschikbaar, zodat deze aantallen geacht worden minder betrouwbaar te zijn (zie voor Deltagebied).

Figuur 1.1. Archief-formulier.

Resultaten

tabel 1.1. gebiedsnamen visdief.

| | | |
|---------------------------|---------------------------|--------------------------|
| Almere-Haven | BATH'S SPIUKAN. BRUG-BRUG | CANISVLIETKREEK |
| Ameland, 1 | Bergumermeer | CAUWERS INL.EN KARREVELD |
| Ameland, 2 | BERNISSE | CAUWERS INLAAG |
| Ameland, 3 | Biesbosch | Centrum ZFI |
| Ameland, Oerd | BIESBOSCH | CLARAPOLDER |
| Ameland, Vogelpolte | Bij Medemblik | De Beer |
| Amstelmeer | Binnemiedepolder | DE BEER |
| Amsterdam | BINNENSCHDELDE | De Bol |
| Amsterdamse Bos | Blocq van Kuffeler | De Dode Hond |
| Andijk | Boschplaat | De Geul |
| Ankeveense Plassen | Boschplaat (1+2 duintjes) | De Nek |
| Arkemheen | Boschplaat (tw.duintjes) | DE PUNT EN DE KIL |
| Arkemheen-Noord | Boschplaat(vaste duinen) | DEESCHE WATERGANG |
| Arkemheen-Zuid | Boschplaat(vaste duinen) | Delfzijl, al. fab. |
| AXELSE KREEK | BRAAKMAN | Den Oever (bij O.land) |
| Bakkerom | Brede Water | Dijkmanshuizen |
| Balgzand | BRUINTJES KREEK | DIJKWATER |
| Ballumerblinkert, Ameland | Buitenduintje NZ-strand | Dollard |
| Barlagenspolder | BUITENVEST HULST | DUINGEBIED |
| BATH (GRENS) | Buitenweeren | DWARS IN DE WEG |
| BATH VOORMALIG SCHOR | CAISSON | Eempolder |

Eems-Dollard
 Eemshaven
 Eil. De Krooneend, Veluwn
 EIL.SR-KANAAL THOLEN
 Eiland Abbert, Dr-meer
 Eiland De Kluut, Vel.m.
 Eiland De Zwaan, Vossem.
 Eiland Eekt, Dr-meer
 Eiland Hooft, IJmeer
 Eiland Oostv.plassen
 Eiland Reve, Dr-meer
 Eiland Zw. Meer
 EILANDEN MIDDELPLAAT
 Eilandje Almere-Haven
 Emmapolder
 Engelsmanplaat
 Espel (NOP)
 EUROPOORT
 FLAAUWERS WEEVERS INLAAG
 Flevoland
 Fluessen
 Foxholstermeer
 Fr. b'dijks (zw. h-tern)
 Fr.+ Gr. Waddenkust
 Friesland, buitendijks
 GEULE
 GOESE POLDER
 Gooimeer bij Huizen
 GOUDPLAAT
 GREVELINGEN
 GREVELINGENDAM
 Griend
 Groene Strand
 GROOT EILAND
 Groote Braak
 GROTE GAT OOSTBURG
 GROTE GAT SINT KRUIS
 Grote IJpolder, A'dam
 Grote Leijen, Ameland
 GROTE PUTTING
 Haerst
 Hardersluis
 Harderwijk (Flevo)
 HARINGVLIET
 HARINGVLIET EXCL.SCHEELH.
 HARINGVRETER
 Harlinger Vaar
 Hasselt
 Haven Amsterdam
 Haven Delfzijl
 HEERENPOLDER
 HELLEGATSPATEN
 HELLEGATSPLEIN
 HELLEGATSPOLDER
 Het Oerd
 Hindeloopen
 HOLLANDS DIEP
 HOMPELVOET
 Hon, Ameland
 Hondshalstermeer
 HOOG PLATEN
 Hoogkerk
 Hornhuizen
 Houtribhoogte, Lelystad
 IJSBAAN WESTKAPELLE
 INDUSTRIETERR.MOERDIJK
 Industrieterrein Delfzijl

INLAAG 'S GRAVENHOEK
 INLAAG ANNA FRISOPOLDER
 INLAAG ELLEWOUTSDIJK
 INLAAG HAVENKANAAL
 INLAAG THOORNPOLDER
 INLAAG WESTNOL
 INLAGEN NOORD BEVELAND
 INLAGEN SCHOUWEN
 Jouswierpolder
 Julianapolder
 KALOOT
 KATSE PLAAT
 Kattenwaard (NOP)
 KEIHOOGTE
 Keteldam-zuid
 KLEINE KABELAARS BANK
 KLEINE PRINSESSEPLAAT
 KLEINE STAMPERSPLAAT
 Kleine Wielen
 KLEIWINPLASSEN WILLEMSTAD
 Klievertocht, Wier.
 Kooipollen, Ameland
 KOUDEKERKSE INLAAG
 Kraggenburg
 KRAMMERSE SLIKKEN
 KREEK BOMMEREDE
 KREEKRAK
 KREEKRAK NOORD
 KREEKRAK NOORDOOST
 KREEKRAK NOORDWEST
 KREEKRAK Z WEG-GRENS
 KREEKRAK ZUID
 KREEKRAK ZUID BATH-GRENS
 KREEKRAK ZUID BRUG-GRENS
 KREEKRAK ZUID SCHOR BATH
 Krim
 Krim, Texel
 Kroonpolders
 Kuinre
 Kwade Hoek
 KWADE HOEK
 KWISTENBURG
 LANDTONG ROZENBURG
 LANDTONG TERNEUZEN
 LANGE WATER
 Langesloot, Ameland
 Lauwerpolder
 Lauwersmeer
 LEENDERT ABRAHAMPOLDER
 Leeuwenborg, Groningen
 Lelystad-Haven
 Lemmer
 Lemsterhop
 Lindevallei
 Linthorst Homanpolder
 MAASVLAKTE
 MAIRE OOSTERLAND
 Makkummerwaard
 MARKANJE
 Marken
 MARKIEZAAT
 Makkummerwaard
 Meeuwenduinen
 MIDDELPLATEN
 Middenmeer
 Midsland
 Mokkebank

MOLENKREEK
 MOLENPLAAT MARKIEZAAT
 MOLENPLAAT OOSTERSCHELDE
 MOLENSCHOR
 MOSSELBANKEN DOW
 Muiderberg
 Muiderstrand
 NATERSKREEK ZONNEM.
 NEELTJE JANS
 Negenboerenpolder
 Nes, Ameland
 NIEUW NEUZEN II
 Nieuwe Haven
 Nieuwe Haven (D. Helder)
 NIEUWE WATER
 Nieuwe Waterweg
 Nieuwlandsrijdduinen
 NO van Lelystad
 NO-Wieringermeer
 Noord van Creil (NOP)
 Noorderleegh
 Noorderpolder
 NOORDLAND
 NOORDPLAAT
 Noordpolder
 NOORDSLOE
 Noordvaarder
 NOORDWEST VLAANDEREN
 Noordzeestrand
 NOP
 NW INL.OESTERPUT
 NW-NOP
 O van Amstelmeer
 Oerderplassen
 Oerduinen en kwelder
 OESTERDAM
 Oost van Nijemirdum
 Oost van Oudendijk
 OOST ZEEUWSVL.B.NNENDIJKS
 Oost-Wieringermeer
 Oostelijk Flevoland
 Oostermeent, Huizen
 OOSTERSCHENGE
 Oostvaardersdijk
 OOSTVOORNSE MEER
 OPGESPOTEN TERREIN AXEL
 Opspuitterrein Kl. Ulsda
 Ossekamperweg
 Oude Venen
 Oudemirdum
 Oudendijk
 OUWERKERKSE INLAAG
 OZO-Wieringermeer
 Paterswoldsemeer
 Petten
 Petten, Texel
 PHILIPSDAM
 PL.V.O.T.-BOUWPUT
 PLAAT VAN DE VLIET
 PLUIMPOT
 Polder Grootslag
 Polder IJdoorn
 Polder Mastenbroek
 Polder Terschelling
 Polder Zeevang
 Praamweg
 PRINSESSEPLAAT

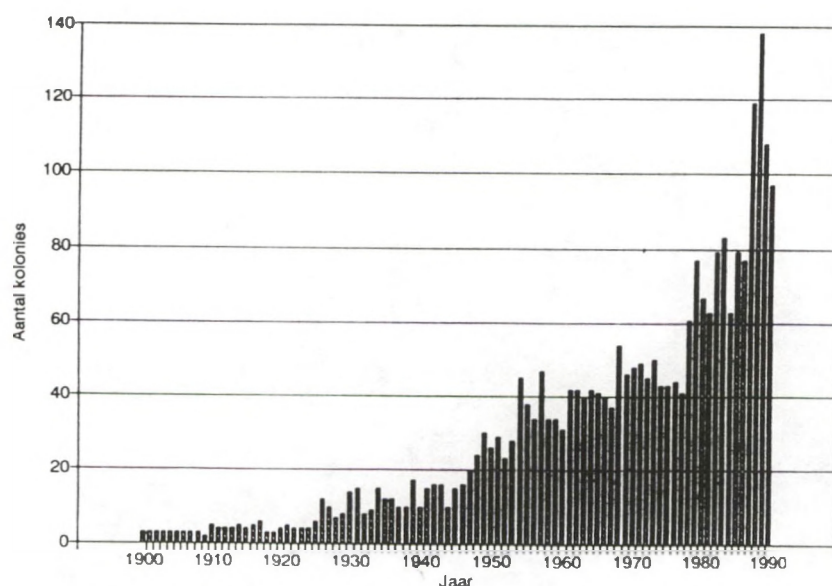
PUNT VAN GOEREE
 Punt van Reide
 QUARLESHAVEN SLOEGEBIED
 R.oog + R.plaat
 RAMMEGORS
 RAMMEKENSCHOEK
 RESTANT SLOEKREEK OPGESP.
 Richel
 Robbenoord
 Robbenoordbos
 Rotterdamse Hoek (NOP)
 Rottumeroog
 Rottumerplaat
 RUMOIRTSCHORREN
 Ryptsjerkerpolder
 SAEFTINGHE
 SCHAKERLOOPOLDER
 Schardam
 Scheelhoek
 SCHEELHOEK
 SCHELDE RIJNKANAAL
 SCHELDE RIJNKANAAL O.VOSS
 SCHELPHOEK
 Schiermonnikoog
 SCHOR HOOGEW.POLDER WEST
 SCHOR HOOGEW.POLDER ZO
 SCHOR NOORDKUST
 SCHOR SINT ANNALAND
 SCHOR ZUIDKUST
 Schorren
 SCHORREN SINT ANNALAND
 SCHORREN VAN DE HEEN
 Schorum, Ameland
 SCHOTSMAN
 SCHOUWEN
 SINT JANSSTEEN
 SLIJKPLAAT
 SLIK VOOR DIJKWATER
 SLIKKEN VAN BOMMENEDE
 SLIKKEN VAN BOMMEREDE
 SLIKKEN VAN DE HEEN OOST
 SLIKKEN VAN DE HEEN WEST
 SLIKKEN VAN DINTELOORD
 SLIKKEN VAN FLAKKEE NOORD
 SLIKKEN VAN FLAKKEE ZANDD
 SLIKKEN VAN FLAKKEE ZUID
 SLOEKREEK
 SLOEKREEK EN OPGESP.TERR.
 Sloterdijk
 Slufter
 Sluitgat
 Sluitgat-Zuid
 Sluitgatbos
 SLUIZEN TERNEUZEN
 Sneekermeer
 SOELEKERPLAAT
 SOFIA HAVEN
 SPUIKANAAL TERNEUZEN
 SPUIKOM TERNEUZEN
 SPUIKOM VIANE
 SPUITKOP
 St-Jans klooster
 Staart
 STAMPERSPLAAT
 STAMPERSPLAAT EN KL.STAMP
 Stichtse Brug
 STINKGAT

Stortgrond, Lelystad
 Stortgrond, Swifterbant
 Stortgronden, div.
 Stortgronden, sectie K
 Strand Roggebot-Elburg
 STRIJDDERSGAT
 SUZANNA INLAAG
 SUZANNA INLAAG EN KARREV.
 Terkaplesterpoele
 Terschelling
 Texel
 Texel, div. kl. kol.
 Texel, Oosterend
 THEODORUS POLDER
 Tjamme
 Trafoterr. bij Wilderv.k.
 Tussen Lemster-Urk
 Twiskepolder
 Tzummarum
 Uidam
 Uitgeestermeer
 Urk
 Urkerbos
 Urkerwaard
 Varkensland
 Veenhuizerstukken
 VEERMANSPLAAT
 VEERSE MEER
 VENTJAGERSPLATEN
 VIANEN
 VLEGVELDKREEK
 Vliehors
 Vlieland
 Vloelvelden Blekslage
 Vloelvelden CSM
 Vloelvelden Suikerunie
 Vloelvelden Ter Apel
 Vogeleiland Zw. Meer
 Vogelpolle en Westergrie
 Voorne Putten
 Voorsterbos
 Vossenwaard
 Wad, Ameland
 Waddendijk, Ameland
 Waddenkust NH
 WANTESKUUP
 WATERHOEF
 Waterland
 Waterplak, Tersch.
 Weerribben
 WERKEILAND NOORDLAND
 WERKEILAND OESTERDAM
 WERKEILAND PHILIPSDAM
 WERKEILAND ROGGENPLAAT
 WERKEILANDEN OOSTERSCHELD
 West van Knollendam
 Westelijk Zf1
 WESTENSCHOUWENSE INLAAG
 WESTPLAAT/SLUFTER
 Westpolder
 WESTSLUIS TERNEUZEN
 Wieden
 Wieringermeer
 Wieringermeer bij O'does
 Wijdenes
 Wijk bij Tripscompagnie
 Wolddelen, Haren

Workumerwaard
 Woudbloem
 YERSEKE MOER
 Z-Wieringermeer
 Zanddepot
 ZANDDEPOT HOEK
 ZANDDEPOT NIEUW VOSSEMEER
 ZANDDEPOT STELLENDAM
 Zanddepot, div
 Zanddepot, div flevu
 Zanddepot, sectie L
 Zandgat Trimunt
 Zandopspuiting Kamperhoek
 Zandopspuiting, Lelystad
 Zandopspuiting, sectie A
 ZEEUWSE PUT
 Zeewolde
 Zeewolderhoek
 ZO van Amstelmeer
 ZO-Wieringermeer
 Zuid van Ballum, Ameland
 Zuid Wieringermeer
 Zuidelijke Meerdijk (ZF1)
 ZUIDGORS BAARLAND
 ZUIDHOEK INLAAG
 Zuidlaardermeer
 Zurich
 ZW-Wieringermeer
 ZWARTE SLUIS
 ZWARTEGATSE KREEK
 ZWARTENHOEK

tabel 1.2. totaal aantal paren visdief per jaar (1900-1990).

| Jaar | Vlaanderen gebied | Delta gebied | Ussemeier gebied | Holland | Totaal |
|------|----------------------|-----------------|---------------------|---------|--------|
| 1900 | 20400 | 10000 | 0 | 0 | 30400 |
| 1901 | 20400 | 10000 | 0 | 0 | 30400 |
| 1902 | 20400 | 10000 | 0 | 0 | 30400 |
| 1903 | 20400 | 10000 | 0 | 0 | 30400 |
| 1904 | 20400 | 10000 | 0 | 0 | 30400 |
| 1905 | 20400 | 10000 | 0 | 0 | 30400 |
| 1906 | 15400 | 10000 | 0 | 0 | 25400 |
| 1907 | 10200 | 10000 | 0 | 0 | 20200 |
| 1908 | 5040 | 10000 | 0 | 0 | 15040 |
| 1909 | 40 | 10000 | 0 | 0 | 10040 |
| 1910 | 2450 | 10000 | 0 | 0 | 12450 |
| 1911 | 2440 | 10000 | 0 | 0 | 12440 |
| 1912 | 2440 | 10000 | 0 | 0 | 12440 |
| 1913 | 2440 | 10000 | 0 | 0 | 12440 |
| 1914 | 3440 | 10000 | 0 | 0 | 13440 |
| 1915 | 2406 | 10000 | 0 | 0 | 12406 |
| 1916 | 3500 | 10000 | 0 | 0 | 13500 |
| 1917 | 3450 | 10000 | 0 | 0 | 13450 |
| 1918 | 4900 | 10000 | 0 | 0 | 14900 |
| 1919 | 3650 | 10000 | 0 | 0 | 13650 |
| 1920 | 3400 | 10000 | 0 | 0 | 13400 |
| 1921 | 2915 | 10000 | 0 | 0 | 12915 |
| 1922 | 2100 | 10000 | 0 | 0 | 12100 |
| 1923 | 2200 | 10000 | 0 | 0 | 12200 |
| 1924 | 2800 | 10000 | 0 | 0 | 12800 |
| 1925 | 3400 | 12560 | 0 | 0 | 15960 |
| 1926 | 7289 | 15050 | 0 | 0 | 22339 |
| 1927 | 6280 | 17550 | 0 | 0 | 23830 |
| 1928 | 5610 | 20050 | 0 | 0 | 25660 |
| 1929 | 7730 | 21050 | 8 | 0 | 28788 |
| 1930 | 8100 | 17560 | 45 | 400 | 26105 |
| 1931 | 7700 | 20515 | 605 | 0 | 28820 |
| 1932 | 7600 | 23010 | 500 | 0 | 31110 |
| 1933 | 7602 | 23010 | 380 | 0 | 30992 |
| 1934 | 8400 | 23130 | 505 | 100 | 32135 |
| 1935 | 19950 | 23024 | 361 | 0 | 43335 |
| 1936 | 15338 | 23000 | 459 | 0 | 38797 |
| 1937 | 20300 | 26000 | 510 | 0 | 46810 |
| 1938 | 15300 | 23000 | 458 | 15 | 38773 |
| 1939 | 19050 | 25550 | 434 | 15 | 45049 |
| 1940 | 10405 | 13087 | 400 | 5 | 23897 |
| 1941 | 2350 | 10941 | 534 | 500 | 14325 |
| 1942 | 3200 | 11268 | 611 | 714 | 15793 |
| 1943 | 2345 | 10139 | 690 | 502 | 13676 |
| 1944 | 3300 | 9136 | 462 | 500 | 13398 |
| 1945 | | | | | 8300 |
| 1946 | | | | | 15170 |
| 1947 | | | | | 17410 |
| 1948 | | | | | 15956 |
| 1949 | | | | | 19003 |
| 1950 | | | | | 17910 |
| 1951 | | | | | 21865 |
| 1952 | | | | | 19660 |
| 1953 | | | | | 25265 |
| 1954 | | | | | 30100 |
| 1955 | | | | | 6788 |
| 1956 | | | | | 5800 |
| 1957 | | | | | 9707 |
| 1958 | | | | | 4889 |
| 1959 | | | | | 4190 |
| 1960 | | | | | 3845 |
| 1961 | | | | | 2822 |
| 1962 | | | | | 3878 |
| 1963 | | | | | 2998 |
| 1964 | | | | | 3101 |
| 1965 | | | | | 2996 |
| 1966 | | | | | 3335 |
| 1967 | | | | | 2231 |
| 1968 | | | | | 2082 |
| 1969 | | | | | 2178 |
| 1970 | | | | | 2439 |
| 1971 | | | | | 2932 |
| 1972 | | | | | 2618 |
| 1973 | | | | | 2170 |
| 1974 | | | | | 2765 |
| 1975 | | | | | 3184 |
| 1976 | | | | | 3133 |
| 1977 | | | | | 2861 |
| 1978 | | | | | 3998 |
| 1979 | | | | | 1309 |
| 1980 | | | | | 3090 |
| 1981 | | | | | 3205 |
| 1982 | | | | | 2992 |
| 1983 | | | | | 4784 |
| 1984 | | | | | 3128 |
| 1985 | | | | | 2691 |
| 1986 | | | | | 2333 |
| 1987 | | | | | 2929 |
| 1988 | | | | | 3011 |
| 1989 | | | | | 3174 |
| 1990 | | | | | 4371 |
| 1991 | | | | | 1900 |
| | | | | | 8201 |
| | | | | | 11151 |
| | | | | | 7989 |
| | | | | | 13181 |
| | | | | | 16205 |
| | | | | | 10122 |
| | | | | | 9723 |
| | | | | | 9523 |
| | | | | | 3444 |
| | | | | | 6878 |
| | | | | | 5668 |
| | | | | | 7632 |
| | | | | | 6229 |
| | | | | | 2714 |
| | | | | | 2090 |
| | | | | | 1430 |
| | | | | | 842 |
| | | | | | 1296 |
| | | | | | 668 |
| | | | | | 1035 |
| | | | | | 682 |
| | | | | | 519 |
| | | | | | 642 |
| | | | | | 617 |
| | | | | | 882 |
| | | | | | 761 |
| | | | | | 883 |
| | | | | | 1035 |
| | | | | | 1556 |
| | | | | | 894 |
| | | | | | 781 |
| | | | | | 972 |
| | | | | | 877 |
| | | | | | 1865 |
| | | | | | 2092 |
| | | | | | 2600 |
| | | | | | 2744 |
| | | | | | 3275 |
| | | | | | 2975 |
| | | | | | 2710 |
| | | | | | 3472 |
| | | | | | 4255 |
| | | | | | 4342 |
| | | | | | 5045 |
| | | | | | 5063 |
| | | | | | 4819 |
| | | | | | 0 |
| | | | | | 361 |
| | | | | | 118 |
| | | | | | 1201 |
| | | | | | 390 |
| | | | | | 100 |
| | | | | | 65 |
| | | | | | 3306 |
| | | | | | 447 |
| | | | | | 376 |
| | | | | | 3204 |
| | | | | | 8094 |
| | | | | | 9270 |
| | | | | | 5371 |
| | | | | | 4775 |
| | | | | | 3515 |
| | | | | | 3560 |
| | | | | | 4711 |
| | | | | | 2268 |
| | | | | | 2089 |
| | | | | | 2106 |
| | | | | | 1295 |
| | | | | | 1844 |
| | | | | | 5815 |
| | | | | | 4726 |
| | | | | | 3380 |
| | | | | | 2712 |
| | | | | | 1009 |
| | | | | | 3376 |
| | | | | | 3348 |
| | | | | | 2975 |
| | | | | | 4118 |
| | | | | | 3427 |
| | | | | | 2855 |
| | | | | | 3643 |
| | | | | | 3395 |
| | | | | | 3476 |
| | | | | | 4580 |
| | | | | | 5612 |
| | | | | | 4380 |
| | | | | | 2440 |
| | | | | | 4867 |
| | | | | | 2998 |
| | | | | | 3358 |
| | | | | | 3576 |
| | | | | | 2470 |
| | | | | | 2594 |
| | | | | | 104 |
| | | | | | 0 |
| | | | | | 17362 |
| | | | | | 26941 |
| | | | | | 27109 |
| | | | | | 30034 |
| | | | | | 35546 |
| | | | | | 30555 |
| | | | | | 36267 |
| | | | | | 30188 |
| | | | | | 29581 |
| | | | | | 41676 |
| | | | | | 21018 |
| | | | | | 23121 |
| | | | | | 22034 |
| | | | | | 12392 |
| | | | | | 9798 |
| | | | | | 8845 |
| | | | | | 8385 |
| | | | | | 7452 |
| | | | | | 5785 |
| | | | | | 6459 |
| | | | | | 5130 |
| | | | | | 5885 |
| | | | | | 9005 |
| | | | | | 7759 |
| | | | | | 7331 |
| | | | | | 6741 |
| | | | | | 8601 |
| | | | | | 7748 |
| | | | | | 7921 |
| | | | | | 7393 |
| | | | | | 8743 |
| | | | | | 8165 |
| | | | | | 7224 |
| | | | | | 10066 |
| | | | | | 9486 |
| | | | | | 9725 |
| | | | | | 10540 |
| | | | | | 11881 |
| | | | | | 12141 |
| | | | | | 8280 |
| | | | | | 11083 |
| | | | | | 9655 |
| | | | | | 10761 |
| | | | | | 11757 |
| | | | | | 10817 |
| | | | | | 11888 |
| | | | | | 2630 |



Figuur 1.2. Aantal visdiefenkolonies per jaar (1900-1990).

Van de hieronder vermelde tabellen en figuren zijn alleen de titels gepresenteerd. De bijbehorende afbeeldingen worden in het ecoprofiel gepresenteerd (fig. 6-10). De afbeeldingen zijn inclusief de geïnterpreteerde aantallen.

Figuur 1.3. Aantalsverloop visdief (1900-1990) Nederland, kustgebied (figuur 6 hoofdtekst).

Figuur 1.4. Aantalsverloop visdief (1900-1990) Deltagebied (figuur 7 hoofdtekst).

Figuur 1.5. Aantalsverloop visdief (1900-1990) Waddengebied (figuur 8 hoofdtekst).

Figuur 1.6. Aantalsverloop visdief (1900-1990) IJsselmeer (figuur 9 hoofdtekst).

Figuur 1.7. Aantalsverloop visdief (1900-1990) Holland (figuur 10 hoofdtekst).

Volledigheid

Deze toelichting heeft vooral betrekking op de gepubliceerde aantallen. In eerste instantie is geen rekening gehouden met de interpolatie. Wanneer belangrijke gaten via een interpolatie konden worden opgevuld, is hiervan gewag gemaakt. Ten slotte wordt het beeld dat nu is ontstaan, kort toegelicht.

* Voor de visdief zijn alle kolonies uit het gehele onderzoekgebied meegenomen. De nadruk ligt op het Wadden- en Deltagebied.

* Er zijn enkele aantallen bekend uit de 18e en 19e eeuw. Het aantalsverloop voor Nederland als geheel in de 20e eeuw komt uit de grafiek redelijk naar voren. In het algemeen geldt dat vooral van de grotere kolonies (> 100 paren) uit veel jaren (vaak niet aaneengesloten) tellingen van het aantal broedparen bekend zijn. Uit de periode 1900-1930 zijn slechts aantallen van enkele kolonies gepubliceerd. Het populatieniveau (met name van 1900-1910) ligt vermoedelijk hoger dan in de figuur is aangegeven. De grote lijn die uit de grafiek naar voren komt, lijkt redelijk te kloppen. De enorme afname rond 1910 is bijvoorbeeld wel reëel. Met name uit het Waddengebied zijn verhalen bekend van decimering van bijvoorbeeld de kolonie op Griend ten behoeve van de dameshoedenmode. In het Deltagebied lijkt deze afname minder sterk te zijn geweest. De pieken en dalen in de periode 1930-1955 zijn reëel.

Van jaar op jaar kunnen op veel plaatsen kleine (vaak incidenteel) kolonies aanwezig zijn. De gegevens van deze kolonies zijn zeker niet compleet. Vooral ten behoeve van de publikaties van Braaksma (1958) en Osieck (1972) is gezocht naar zoveel mogelijk kolonies. Uit de jaren voorafgaand aan deze publikatiejaren is dan ook veel bekend geworden. Van tussenliggende jaren en jaren na deze publikaties is minder bekend. Over het algemeen is duidelijk dat het aantal kolonies (waarvan gegevens voorhanden zijn) vanaf 1920

toeneemt. Vanaf het begin van de jaren zestig blijft het aantal kolonies constant. Na 1985 is een sterke toename van het aantal kolonies vastgesteld. Het Bijzondere Soorten Project (broedvogels) van SOVON ging in dat jaar van start, waarbij aan de kolonievogels meer aandacht wordt besteed dan voorheen. De aantallen van de jaren hieraanvoorafgaand zijn voor een groot deel opgediept uit de lokale tijdschriften en rapporten. Echter, de genoemde toename van het aantal kolonies waarvan gegevens bekend geworden zijn, doet vermoeden dat er nog meer gegevens moeten zijn.

Interpolatie maakt het beeld voor de eerste helft van deze eeuw completer. Echter, met name uit het Deltagebied ontbreken aantallen van veel kolonies (1900-1910). De toename van 1920-1940 zou geleidelijker kunnen zijn geweest. Grote verschillen tussen opeenvolgende jaren zijn waarschijnlijk niet reëel, maar konden door interpolatie niet worden opgevuld. De kortdurende afname in de oorlogsjaren blijft bestaan na interpolatie. Verhalen over eierroof in deze periode maken deze trend betrouwbaar. De stagnerende afname rond de tweede helft van de jaren vijftig kan een gevolg zijn van het artikel van Braaksma (1958), waarbij de gegevens van een zeer groot aantal kolonies werden verzameld. De toename vanaf de tweede helft van de jaren zestig wordt onderbroken door een kleine afname in 1984. Van dit jaar zijn van minder kolonies gegevens bekend. Vooral vanaf 1987 zijn van een toenemend aantal kolonies gegevens voorhanden. De landelijke populatie neemt echter niet toe.

Bronnen

1. Archieven

**SOVON-archief:*

(1) Separatenarchief: relevante informatie uit 60-70 landelijke en regionale tijdschriften die min of meer compleet aanwezig zijn (plus 40-50 lokale en regionale tijdschriften waarvan slechts enkele jaargangen in bezit zijn). De tijdschriften hebben vooral betrekking op de periode 1965-1992.

(2) Rapportenarchief: een groot aantal rapporten (ca. 250), die per provincie of per soort zijn gearhiveerd.

(3) Oude-tijdreeksenarchief: archief ten behoeve van het oude-tijdreeksenproject. Hiervoor werd onder meer het gehele SBB/NWA-archief te Driebergen uitgespit op de aanwezigheid van broedvogelgegevens. In totaal is thans van ca. 700 gebieden informatie verzameld.

(4) BSP-archief: gegevens uit Bijzondere Soorten Project (broedvogels) (1985-1990).

**SBB/NWA-archief: soortenarchief te Driebergen.*

*IBN-DLO archief te Leersum: soortenarchief en ten dele gemeenten-archief (bijvoorbeeld Terschelling).

*Rijkswaterstaat-DGW archief: met behulp van enkele selecties werd een lijst geproduceerd van mogelijk relevante bronnen. Het grootste deel hiervan had betrekking op het Deltagebied.

2. Literatuur

Altenburg, W., N. Beemster, K. van Dijk, P. Esselink, D. Prop & H. Visser 1985. Ontwikkeling van de broedvogelbevolking van het Lauwersmeer. *Limosa* 58: 149-161.

Anonymus 1979. De grote sterns op de Hompelvoet, aspecten van inrichting en beheer (voorstudie t.b.v. deelplan Hompelvoet). Zonnemaire.

Apeldoorn, H. van 1969. Broedvogelinventarisatie van het Balgzand in 1968. *Pieper* 8: 81-83.

Avermaet, G. van 1973. Aanvullende gegevens over de Zeeuws-Vlaamse avifauna. *Wielewaal* 39: 182-185.

Bakker, T. & H. van Loon 1983. Vogels van de Oosterschelde bij Bergen op Zoom. Ornithologisch verslag uit waarnemingen van 1972-1983. Bergen op Zoom.

Bakker, T. 1986. Broedvogels van Schiermonnikoog 1986 (voorlopig verslag).

Baptist, H.J.M. & P.L. Meininger 1979. Broedvogels van het Oosterscheldegebied c.a. in 1978. Nota DDMI-79.07 Rijkswaterstaat, Middelburg.

Baptist, H.J.M. & P.L. Meininger 1984. Ornithologische verkenning van de voordelta van Zuidwest-Nederland 1975-1983. Nota DDMI-83.19 Rijkswaterstaat, Middelburg.

Beemster, N. 1989. De broedvogels van het Lauwersmeer in 1987. Rapport Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, Lelystad.

Beemster, N. 1991. De broedvogels van het Lauwersmeer in 1989. Rijkswaterstaat 1991-3 liw Lelystad.

Beijersbergen, R.B. & P.L. Meininger 1980. De functie van het Deltagebied als broedplaats voor sterns. *Sterna* 24: 79-99.

Beintema, A.J., A.J. de Boer & J.B. Buker 1983. Verslag weidevogelonderzoek in Waterland 1982. Rapport Directie Beheer Landbouwgronden/Rijksinstituut voor Natuurbeheer.

Blomert, A.M., C. ten Haaf, M. Wodergem & J. van de Kamp 1984. Jaarverslag Rottumeroog en -plaat 1984. Staatsbosbeheer.

- Boekema, E.J., P. Glas & J.B. Hulscher 1985. Vogels van Groningen. Wolters-Noordhof, Groningen.
- Boer, P., W. van Brenkelen, G.R. Monsees, T. Mulder & K. van der Vlies 1970. Het Balgzand, bedreigd gebied. Wetenschappelijke Meded. k. Ned. natuurrh. Veren. 86.
- Bouman, A., D. Olsthoorn, C. Valkenburg & J. van de Kamp 1982. Jaarverslag Rottumeroog en -plaat 1982. Staatsbosbeheer.
- Bouman, A., D. Olsthoorn, L. Schilperoord & J. van de Kamp 1983. Jaarverslag Rottumeroog en -plaat 1983. Staatsbosbeheer.
- Bouman, A., D. Olsthoorn, G. Wuring, & J. van de Kamp 1981. Jaarverslag Rottumeroog en -plaat 1981. Staatsbosbeheer.
- Braaksma, S. 1958. Over de verspreiding van het visdiefje (*Sterna hirundo hirundo*) als broedvogel. Vogeljaar 6: 24-28 en 46-50.
- Braaksma, S. 1972. Over de vogelwereld van Rottumeroog en Rottumerplaat. Stencil.
- Braaksma, S. & C.G. van Leeuwen 1956. Gegevens natuurreserveaat De Plaat van Scheelhoek. Rapport Staatsbosbeheer.
- Braaksma, S. & A. Timmerman 1969. De avifauna van het Eems-Dollardgebied. Limosa 42: 156-177.
- Braaksma, S., H.T. van de Meulen & J. Veen 1968. Vogelwaarnemingen op Griend.
- Brenninkmeijer, A. & M. Klaassen 1991. Griend, vogels en bewaking 1991. Rapport Rijksinstituut voor Natuurbeheer.
- Brink, H. van den 1989. De vogels van Rottumeroog en Rottumerplaat in 1978-89. SOVON-rapport 89/07, Beek-Ubbergen.
- Brink, F.H. van den & C.G.B. ten Kate 1929. Bijdrage tot de kennis van de avifauna van Schokland. Orgaan Club Ned. Vogelk. 2: 95-127.
- Brouwer, G.A. 1933. Waarnemingen van broedvogels en trekvogels in 1932. Ardea 22: 14-15.
- Brouwer, G.A. 1936. Waarnemingen van broedvogels en trekvogels in 1935. Ardea 25: 83-84.
- Brouwer, G.A. 1937. Waarnemingen van broedvogels en trekvogels in 1936. Ardea 26: 65.
- Brouwer, G.A. 1941. Waarnemingen van broedvogels en trekvogels in 1940. Ardea 30: 233-234.
-

Brouwer, G.A., J.W. van Dieren, W. Feekes, G.W. Harmsen, J.G. ten Houten, W.J. Kabos, J.P. Mazure, A. Scheygrond, P. Tesch & A. van der Werff 1950. Griend. Het vogeleiland in de Waddenzee. Nijhoff, 's-Gravenhage.

Bruijn, D. de, O. Koedijk, B. Nolet & M. van de Elzen 1986. Jaarverslag Rottumeroog en -plaat 1986. Staatsbosbeheer. BSP-archief (1985-1990).

Buise, M.A. 1984. Over het wel en wee van de visdief (*Sterna hirundo*) in oostelijk Zeeuws Vlaanderen. Veldornithologisch tijdschrift 7: 110-137.

Buise, M.A. & F.L.L. Tombeur 1987. Vogels tussen Zwin en Saeftinghe. Stichting natuur- en recreatie-informatie, Middelburg.

Castelijns, H., M. Capello, J. Poortvliet & M. Janse 1986. Vogels van het Braakmangebied. Deel 1: broedvogels. Natuurbeschermingsvereniging De Steltkluut, Terneuzen.

Coul, P.G. op de 1932. De broedvogels van Wieringen (6e publicatie van de Club van Zuiderzeewaarnemers). Orgaan Club Ned. Vogelk. 5: 55-59.

Derks, P.J.T. 1989. Grote sterns *Sterna sandvicensis* op de Hompelvoet en Markenje, 1979-1988. Sula 3: 41-50.

Dieperink, P. 1983. Kluten, plevieren en sterns. Korhaan 17: 89-91.

Dieperink, P. 1984. Broedvogelinventarisatie stranden Stichtse Brug. Korhaan 18: 93-94.

Dijk, A.J. van. Ongepubliceerde broedvogelgegevens Schiermonnikoog 1973 en 1977.

Dijk, J., K. de Rijk, D. de Bruijn & O. Koedijk 1987. Jaarverslag Rottumeroog en -plaat 1987. Staatsbosbeheer.

Dijkse, A.J. & L.J. Dijkse 1977. Texel vogeleiland. Thieme, Zutphen.

Dobben, W.H. van 1928. Bijdrage tot het meeuwen-vraagstuk. Orgaan Club Ned. Vogelk. 7: 63-78.

Dobben, W.H. van 1932. Over de nieuwe bevolking der Wieringermeerpolder. Orgaan Club Ned. Vogelk. 4: 115-119.

Dobben, W.H. van 1935. Gegevens over de Wieringermeerpolder in het broedseizoen 1934. Orgaan Club Ned. Vogelk. 7: 101-103.

Drijver, J. 1949. Jaarboekje 1941-1949 Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten in Nederland.

Eerden, M.R. van & J. Prop 1979. De ontwikkeling van de broedvogelbevolking in het Lauwerszeegebied sinds de afsluiting in 1969 t/m 1976. Limosa 52: 176-190.

Elburg, H. van 1985. De visdief (*Sterna hirundo* L.) als broedvogels in het IJsselmeergebied. Rijrapport 1985-3 abw Rijksdienst voor de IJsselmeerpolder, Lelystad.

Engelmoer, M., K. van Dijk & A. Timmerman Azn. 1973. Vogels van de Friese Waddenkust. Fryske Foriening foar Fjildbiology.

Eykman, C. 1932. De avifauna van het Dordtsche Eiland met naaste omgeving. Orgaan Club Ned. Vogelk. 4: 97-115.

Faber, J. 1987. Griend, vogels en bewaking 1987. Rapport Rijksinstituut voor Natuurbeheer.

Faber, J. & A. van der Spoel 1988. Griend, vogels en bewaking 1988. Rapport Rijksinstituut voor Natuurbeheer.

Faes, B. 1973. Oecologische bijdrage tot de avifauna van het Verdrongen Land van Saeftinghe (Zeeuws Vlaanderen). Rijksuniversiteit Gent, Gent.

Flore, B.O. 1988. Brief aan RIN.

Gerritsen, G.J. & J. Lok 1986. Vogels in de IJsseldelta. IJsselakademie, Kampen.

Groen, N.M. 1992. De visdiefjes van Amsterdam moeten weer verhuizen. Levende Nat. 93: 10-13.

Guldemond, A. & M. Roog 1982. De broedbiologie van de visdief in twee verschillende biotopen op de Workumerwaard in verband met het beheer. Verslag LH/Nb 606 Landbouwhogeschool, Wageningen.

Habekotté, B. & M. Klaassen 1989. Griend, vogels en bewaking 1989. Rapport Rijksinstituut voor Natuurbeheer.

Halewijn, R. van 1974. Bewaking Griend 1974. Stencil.

Haverschmidt, F. 1931. Waarnemingen 1930, I broedvogels. Ardea 20: 69 e.v.

Haverschmidt, F. 1942. Faunistisch overzicht van de Nederlandsche broedvogels. Brill, Leiden.

Heurn, F.C. van 1931. Verslag van de excursie naar Schiermonnikoog op 23 en 24 mei 1931. Orgaan Club Ned. Vogelk. 4: 25-26.

Hofstee, L. & R. van Diggelen 1984. Verslag bewaking Engelsmanplaat. Staatsbosbeheer.

Hofstee, L. & R. van Diggelen 1985. Bewakingsverslag 1985 Engelsmanplaat & het Rif. Staatsbosbeheer.

Hofstee, L. & M. van Roon 1986, 1987. Verslag bewaking Engelsmanplaat. Staatsbosbeheer.

- It Fryske Gea 1989. De Workumerwaard, bewakersverslag 1989. Leeuwarden.
- It Fryske Gea 1990. Biologische beheersverslaglegging It Fryske Gea 1989. Olterterp.
- Jacobusse, M. 1979. De broedvogels in de terreinen van de Stichting Het Zeeuwse Landschap. Middelburg.
- Jacobusse, C. & J. Jansen 1981. Kwistenburg, vergeten natuurgebied. Zeeuws Nieuws maart 1981.
- Jonkers, D.A. 1972. Tabel populatiegegevens grote stern (intern).
- Jonkers, D.A., R.A. Koe & J. Taapken (red.). 1987. Vogels tussen Vecht en Eem. Vogelwerkgroep Het Gooi e.o., Hilversum.
- Kate, C.G.B. ten & P.G. op de Coul 1933. De avifauna van Urk. Orgaan Club Ned. Vogelk. 5: 135-155.
- Kate, C.G.B. ten 1936. Flora en Fauna der Zuiderzee: Bijlage; De vogels van het Zuiderzeegebied. Den Helder.
- Kate, C.G.B. ten 1941. De avifauna van Schokland III. Limosa 14: 87-108.
- Kate, C.G.B. ten 1956. Ornithologie van Nederland, 1954 II en 1955. Limosa 29: 39-66.
- Kate, C.G.B. ten 1957. Ornithologie van Nederland 1955 II en 1956. Limosa 30: 83-118.
- Kate, C.G.B. ten 1957. De broedvogels van Oostelijk Flevoland in 1956. Limosa 30: 112-126.
- Kate, C.G.B. ten 1958. De broedvogels van Oostelijk Flevoland in 1957. Limosa 31: 164-176.
- Kate, C.G.B. ten 1959. Ornithologie van Nederland 1956 II en 1957. Limosa 32: 37-69.
- Kate, C.G.B. ten 1960. Ornithologie van Nederland 1958. Limosa 33: 19-46.
- Kate, C.G.B. ten 1961. Ornithologie van Nederland 1959. Limosa 34: 189-219.
- Kate, C.G.B. ten 1962. Ornithologie van Nederland 1960. Limosa 35: 46-78.
- Kate, C.G.B. ten 1964. Ornithologie van Nederland 1962. Limosa 37: 19-57.
- Klaassen, M. 1990. Griend, vogels en bewaking 1990. Rapport Rijksinstituut voor Natuurbeheer.
- Koffijberg, K. & K. van Dijk 1988. Broedvogelinventarisatie van kluut, plevieren, meeuwen en sterns in Groningen in 1987. Grauwe Gors 16: 7-15.
-

- Koffijberg, K. & K. van Dijk 1989. Broedvogelinventarisatie van kluut, plevieren, meeuwen en sterns in Groningen in 1988. *Grauwe Gors* 17: 28-35.
- Koffijberg, K. & K. van Dijk 1990. Broedvogelinventarisatie van kluut, plevieren, meeuwen en sterns in Groningen in 1989. *Grauwe Gors* 18: 14-21.
- Koffijberg, K. & K. van Dijk 1991. Broedvogelinventarisatie van kluut, plevieren, meeuwen en sterns in Groningen in 1990. *Grauwe Gors* 19: 15-20.
- Kraker, K. de 1985. Grevelingenbekken. Jaaroverzicht vogeltellingen 80/81, broedvogelinventarisatie 1981. Staatsbosbeheer.
- Kraker, K. de & P. Derks 1989, 1990. Verslag Hompelvoet 1989, 1990.
- Lebret, T. 1961. De avifauna van het Veeregat-Zandkreekgebied. *Limosa* 34: 21-29.
- Lebret, T. 1964. Broedseizoen 1964 in de reservaten Middelpaten en Goudplaat aan het Veerse Meer. *Vogeljaar* 12: 328-332.
- Lebret, T. 1971. Ornithologische aspecten van het beheer van de natuurreservaten in het Veerse Meer. *Natuur en Landschap* 25: 50-63.
- Lebret, T. 1972a. Veerse Meer 1972. Notitie.
- Lebret, T. 1972b. Vogels van de natuurreservaten in het Veerse Meer in de eerste tien jaar na de afsluiting 1961-1970. *Limosa* 45: 1-24.
- Lebret, T. 1976. De Kuup van Swennen, een Noordbevelandse inlaag. *Levende Nat.* 79: 209-216.
- Lebret, T. 1979. Biesbosch-vogels. Kosmos.
- Leege, O. 1907. Ein Besuch bei den Brutvögel der Holländischen Nordsee-inseln. *Ornithologisch Monatschrift* 32: 334-432.
- Lippens, L. 1945. Petite contribution a l'étude des oiseaux nicheurs de Hollande. *Ardea* 33: 223-225.
- Maas, P. 1981a. Grevelingenbekken Jaaroverzicht vogeltellingen 1978/1979 en broedvogelinventarisatie 1979. Staatsbosbeheer Zeeland, Goes.
- Maas, P. 1981b. Grevelingenbekken, Jaaroverzicht vogeltellingen 79/80 en broedvogelinventarisatie 1980. Staatsbosbeheer Zeeland, Goes.
- Maebe, J. & H. van der Vloet 1956. De avifauna van het Verdrongen Land van Saeftinghe. *Giervalk* 46: 151-190.
- Meininger, P.L. 1977. Verspreiding en aantallen van de broedvogels in Zeeland. Rijkswaterstaat, Middelburg.
- Meininger, P.L. 1978. De broedvogels van Zeeland. *Sterna* 22: 3-7, 22-27.
-

Meininger, P.L. 1980a. Overzicht van aantallen broedende kluten, plevieren, meeuwen, sterns en bruine kiekendieven in het Deltagebied in 1979. Rijkswaterstaat, Middelburg.

Meininger, P.L. 1980b. Broedvogels van inlagen en karrevelden. *Sterna* 24: 46-56.

Meininger, P.L. 1981. Overzicht van aantallen broedende kluten, plevieren, meeuwen, sterns en bruine kiekendieven in het Deltagebied in 1980. Rijkswaterstaat, Middelburg.

Meininger, P.L. 1982. Overzicht van aantallen broedende kluten, plevieren, meeuwen, sterns en bruine kiekendieven in het Deltagebied in 1981. Rijkswaterstaat, Middelburg.

Meininger, P.L. 1983. Aantallen van enkele soorten broedvogels in het Deltagebied in 1982. Rijkswaterstaat, Middelburg.

Meininger, P.L. 1984. Aantallen van enkele soorten broedvogels in het deltagebied in 1983. Rijkswaterstaat, Middelburg.

Meininger, P.L. 1985. Aantallen van enkele soorten broedvogels in het Deltagebied in 1984. Rijkswaterstaat, Middelburg.

Meininger, P.L. 1986. Aantallen van enkele soorten broedvogels in het Deltagebied in 1985. Rijkswaterstaat, Middelburg.

Meininger, P.L. 1987a. Aantallen van enkele soorten broedvogels in het Deltagebied in 1986. Rijkswaterstaat, Middelburg.

Meininger, P.L. 1987b. Samenvatting van ornithologisch onderzoek in het Deltagebied 1972 t/m 1986 aan de hand van rapportages. Rijkswaterstaat, Middelburg.

Meininger, P.L. 1988a. Aantallen van enkele soorten broedvogels in het Deltagebied in 1987. Rijkswaterstaat, Middelburg.

Meininger, P.L. 1988b. Onderzoek aan broedpopulaties van kluut, plevieren en sterns in Deltagebied (1986 en 1987). Nota GWAO-88.1004 Rijkswaterstaat, Middelburg.

Meininger, P.L. 1989a. Populaties van enkele soorten broedvogels in het Deltagebied in 1988 met een samenvatting van tien jaar monitoring 1979-1988. Nota GWAO-89.1007 Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren, Middelburg.

Meininger, P.L. 1989b. Broedende aalscholvers op de Middelplaten, Veerse Meer, in 1989. Notitie Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren, Middelburg.

Meininger, P.L. 1990a. Populaties van enkele soorten broedvogels in het Deltagebied in 1989 met een samenvatting van elf jaar monitoring 1979-1989. Nota GWAO-90.083 Rijkswaterstaat, Middelburg.

Meininger, P.L. 1990b. Ontwikkelingen vogels Grevelingenmeer 1970-1990. Notitie GWA0-90.13104 Rijkswaterstaat, Middelburg.

Meininger, P.L. 1991. Populaties van enkele soorten broedvogels in het Delta-gebied in 1990 met een samenvatting van twaalf jaar monitoring 1979-1990. Nota GWA0-91.082 Rijkswaterstaat, Middelburg.

Mes, R., R. Schuckard & H. Smit 1986. Flora en fauna van de Engelsmanplaat. Stichting Veth tot steun aan Waddenonderzoek, Leiden.

Meyer, G. & S. Dirksen 1981. Griend, vogels en bewaking, broedseizoen 1981. Staatsbosbeheer.

Mooser, R. 1973. De vogels van Schiermonnikoog. Wetenschappelijke Meded. k. Ned. natuurh. Veren. 95. Utrecht.

Mörzer Bruyns, M.F. 1957. Brief aan Weise (Duitsland), 25 januari 1957. Utrecht.

Mulder, T. & M. Otter 1989. De broedvogels van de waddenkust van Noord-Holland. Graspieper 9: 108-117.

Natuur- en Vogelwacht Schouwen-Duiveland 1981. De Grevelingen (extra Sterna ter herinnering aan 25-jarig bestaan van Natuur- en Vogelwacht).

Natuurmonumenten 1979a. Beheersrichtlijnen Texel, De Bol.

Natuurmonumenten 1979b. Beheersrichtlijnen Texel, Dijkmanshuizen.

Natuurmonumenten 1982a. Beheersrichtlijnen Texel, De Molenkolk.

Natuurmonumenten 1982b. Beheersplan 1983-1993 Texel, De Schorren.

Natuurmonumenten 1982c. Beheersrichtlijnen Texel, De Petten.

Natuurmonumenten 1983. Beheersrichtlijnen Texel, Troelje, De Snippen.

Nijland, F. 1980. Vogelleven in de Binnemiede. Wielenwerkgroep.

NJN-Bakkum 1974. Verslag van de broedvogelinventarisatie van de polders rond Castricum door de leden van de NJN-Bakkum en de leden van de Vogelwerkgroep Castricum. Winterkoning 4: 2-8.

Ommering, G. & T. Verstrael 1987. Vogels van Berkheide. Werkgroep Berkheide.

Oordijk, K. & A. Woortman 1983. Verslag bewaking Engelsmanplaat 1982. Staatsbosbeheer 1983-14.

Orden, C. van, A.J. Dijkse & L.J. Dijkse 1967. De vogels van Texel. Texelse museumvereniging, Texel.

- Osieck, E.R. 1972. De visdief (*Sterna hirundo* L.) als broedvogel in Nederland. Vogeljaar 20: 130-136.
- Osieck, E.R. 1986. Bedreigde en karakteristieke vogels in Nederland. Vogelbescherming, Zeist.
- Postma, T. & J. Faber 1985. Griend, vogels en bewaking, broedseizoen 1985. Staatsbosbeheer.
- Prop, D. & R. Veldkamp 1987. Broedvogels van De Weerribben. Rapport 1987-22 Staatsbosbeheer.
- Rebergen, A.L. 1977. Vogelinventarisatie van een zanddepot in oostelijk West-Friesland (deel 1). Pieper 16: 109-116.
- Rebergen, B. 1990. Weidevogelonderzoek voor de evaluatie van het beheersplan Terschelling 1989. Rapport 35 Dienst Beheer Landbouwgronden, Utrecht.
- Reijnders, R. 1990. Broedvogels van de Kennemerduinen. Stichting het Nationale Park de Kennemerduinen.
- Roos, G.T. de 1972. De invloed van de recreatie en andere verontrusting op de broed- en trekvogels in het staatsnatuurreservaat Kroon's Polders op het eiland Vlieland. Landbouwhogeschool, Wageningen
- Rooth, J. 1957. De grote stern (*Sterna s. sandvicensis* Lath.) als broedvogel in Nederland. Staatsbosbeheer.
- Rooth, J. 1961. De ornithologische betekenis van de natuurreservaten plaat van Scheelhoek, Kwade Hoek en Hompelvoet. Jaarboek 1961 van het Wetenschappelijk Genootschap voor Goeree en Overflakkee.
- Rooth, J. 1965. Over sterns en kaapmeeuwen. Levende Nat. 68: 265-275.
- Rooth, J. 1974. Over de stand van enkele voor Nederland karakteristieke broedvogels. Vogeljaar 22: 681-688.
- Rooth, J. 1979. Over de stand van onze sterns. Lepelaar 60: 12-15.
- Rooth, J. 1980. Brief aan Meier (West-Duitsland) 11 april 1980.
- Rooth, J. 1989. De Nederlandse broedpopulatie van de grote stern *Sterna sandvicensis* in 1961-88. Limosa 62: 121-124.
- Rooth, J. & D.A. Jonkers 1972. The status of some piscivorous birds in The Netherlands. In: J.H. Koeman (ed.), Side-effects of persistent pesticides and other chemicals on birds and mammals in The Netherlands. TNO Nieuws 27: 551-555.
- Ruitenbeek, W., C.J.G. Scharringa & P.J. Zomerdijk 1990. Broedvogels van Noord-Holland. Stichting Samenwerkende Vogelwerkgroepen Noord-Holland.
-

Saeijs, H.L.F. & H.J.M. Baptist 1974. De internationale betekenis van de deltawateren voor vogels. Nota 74-28 Rijkswaterstaat, 's Heer Arendskerke.

Saeijs, H.L.F. & H.J.M. Baptist 1976. Vogels Grevelingenmeer. Deel I + II. Ontwikkelingen vogelstand in een zout meer van 1971-1975. Nota 76-31 Rijkswaterstaat, Middelburg.

Schaank, J.R.H. 1937. De broedvogels van den Wieringermeerpolder in 1936 (12e publicatie van de Club van Zuiderzeewaarnemers). Limosa 10: 22-32.

Scharenburg, K. van 1985. Broedvogels van de noordelijke kwelders. Grauwe Gors 13: 6-11.

Slob, G.J. 1974. Verwerking van vogeltellingen en broedvogelgegevens uit de jaren 1964-1973 van het reservaat Het Dijkwater op Schouwen. Staatsbosbeheer.

Slob, G.J. 1989. 15 jaar vogelontwikkelingen in het afgesloten Grevelingenbekken. Staatsbosbeheer, Goes.

Smit, C.J. & W.J. Wolff 1983. Birds of the Wadden Sea. Report 6, Volume 2: Ecology of the Wadden Sea (ed. W.J. Wolff). Rotterdam.

Smit, H. 1987. Vogeltellingen op de Engelsmanplaat. Limosa 60: 111-118.

SOVON 1987. Atlas van de Nederlandse Vogels. Arnhem.

SOVON 1989. Broedvogelinventarisatie Sneekermeer e.o. 1988. SOVON-rapport 89/03 SOVON Beek-Ubbergen.

Spaans, A.L. & C. Swennen 1968. De vogels van Vlieland. Wetenschappelijke Meded. k. Ned. natuurh. Veren. 75: 1-104.

Sponselee, G.M.P. & M.A. Buise 1973. Avifauna van oostelijk Zeeuws-Vlaanderen. Rapp. 667. Zeelandreeks 2.

Staatsbosbeheer 1973. Grevelingenbekken: broedvogels in het seizoen 1973. Staatsbosbeheer.

Staatsbosbeheer 1980. Bewakers-rapport Texel, visdief.

Staatsbosbeheer. Bewakersrapporten Boschplaat (1957-1980)

Staatsbosbeheer. Beheervisie Polder Zeevang.

Staatsbosbeheer. Beheersrichtlijnen Schoorlse duinen.

Staatsbosbeheer. Broedvogellijst Terkapelesterpoelen (1970-1972). Utrecht.

Stichting Avifauna van Friesland 1976-1979. Vogels in Friesland. De Tille, Leeuwarden.

Stichting De Beer 1950, 1952-1955, 1960, 1962-1971, 1973. Jaarverslag 1950, 1952-1955, 1960, 1962-1971, 1973.

Strijbos, J.P. 1934. Een kolonie van de groote stern *Sterna sandvicensis* Lath. bij het Zwanenwater. Org. Club Ned. Vogelk. 7: 128.

Strijbos, J.P. en C.B.B. ten Kate 1936. Broedpoging van de groote stern *Sterna sandvicensis* Lath., op de Mokkebank bij Laaxum. Org. Club Ned. Vogelk. 8: 138.

Stuart, J. 1988. Voorkomen en voedsel van watervogels in het Veerse Meer. Rapport W.W.E. 5 Nota GWAO 89.1002, Gent.

Stuart, J.J., P.L. Meininger & P.M. Meire 1990. Watervogels van de Westerschelde, Deel 1: Tekst. Deel 2: Figuren. Nota GWAO 89.1010 Rijkswaterstaat, Middelburg.

Suetens, W., J. van den Steen J., J.P. vande Weghe, J. van Impe & H. Wille 1961. De avifauna van de Braekmanpolder. Giervalk 51: 1-50.

Tanis, J.J.C. 1963. De vogels van Terschelling. Mededeling 143 Rijksinstituut voor Veldbiologisch Onderzoek ten Behoeve van het Natuurbehoud, Leersum.

Tanis, K. & G. Lokker 1978. Broedgegevens op Goeree, seizoen 1978. Oud-dorp.

Teixeira, R.M. (red.) 1979. Atlas van de Nederlandse broedvogels. Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten in Nederland, 's-Graveland.

Thijssen, J.P. 1913. Het eiland Griend in 1912. Levende Nat. 17: 481-484.

Timmerman, A. 1969. Een avifaunistische schets van het Lauwerszeegebied in ontwikkeling. Waddenbulletin 4.

Timmerman, A. 1972. De broedvogelsamenstelling van het Lauwerszeegebied voor en na de afsluiting. Levende Nat. 75: 172-179.

Valk, A. 1976. De broedvogels van Ameland. Wetenschappelijke Meded. k. Ned. natuurh. Veren. 112. Utrecht.

Veen, J. 1974. De ornithologische betekenis van het eiland Griend. Stencil.

Veen, J. 1974. Griend: land voor vogels. Natuurbehoud 1974-3.

Veen, J. 1977. Functional and causal aspects of nest distribution in colonies of the Sandwich Tern (*Sterna s. sandvicensis* Lath.). Brill, Leiden.

Veen, W.S. van der, H. Hazelhorst & E. Wymenga 1991. Vegetatie en broedvogels in twee natuurontwikkelingsgebieden in de Alde Faenen in 1990. 1. Het eerste jaar na herinrichting. A&W-rapport 91.01, Veenwouden.

- Veldkamp, R. 1985. Broedvogels van de Wieden 1982-1984. Rapport Natuurmonumenten, 's-Graveland.
- Vereniging voor Natuur- en Vogelbescherming Noordwijk 1973. De vogels van Noordwijk. Noordwijk.
- Verkerk, W. 1967. Vogels in de duinen. Wetenschappelijke Meded. k. Ned. natuurh. Veren. 70. Hoogwoud.
- Vogelbeschermingswacht Zaanstreek 1983. Zaanse Vogels. Zaandam.
- Vogelwerkgroep Avifauna West-Nederland 1981. Randstad en Broedvogels. Gianotten, Tilburg.
- Vogelwerkgroep Roosendaal 1975. Vogelinventarisatie over de jaren 1966 t/m 1975 van het natuurreserveaat Het Stinkgat, gemeente Tholen, Provincie Zeeland. Roosendaal.
- Vogelwerkgroep Roosendaal 1977. Vogelinventarisatie over de periode mei en juni 1977 van Het Drooggevalen Schor bij Bath, Gemeente Reimerswaal, Provincie Zeeland. Roosendaal.
- Vries, B. de & G. Vossebelt 1984. Griend, vogels en bewaking 1984. Staatsbosbeheer.
- Walters, J. 1972. Over de visdief bij Sloterdijk. Mededelingen VWG Amsterdam 10: 3-4.
- Waele, G. de 1979. Visdief (*Sterna hirundo*) en dwergstern (*Sterna albifrons*) broeden terug in de Braakman (Zeeuws-Vlaanderen). Veldornithologisch Tijdschrift 2: 144.
- Weijman, W. 1978. Jaarverslag Rottumeroog en -plaat 1978/1979. Staatsbosbeheer.
- Weijman, W. 1980. Jaarverslag Rottumeroog en -plaat 1980. Staatsbosbeheer.
- Weijman, W. 1983. Het Hondshalstermeer, een nieuw natuurgebied in Groningen. Levende Nat. 85: 146-153.
- Werkgroep Avifauna Natuur- en Vogelwacht Schouwen Duiveland 1986. De vogels van Schouwen-Duiveland. Zierikzee.
- Wielen, W.N. van der 1974. Inventarisatie van broedvogels in het Grevelingenbekken tijdens het broedseizoen 1974. Staatsbosbeheer, Goes/Bommenede.
- Wielen, W.N. van der 1976. Inventarisatie van broedvogels in het Grevelingenbekken tijdens het broedseizoen 1975. Staatsbosbeheer, Goes/Bommenede.
- Wielen, W.N. van der 1977a. Inventarisatie van broedvogels in het Grevelingenbekken tijdens het broedseizoen 1976. Staatsbosbeheer, Goes/Bommenede.
-

Wielen, W.N. van der 1977b. Inventarisatie van broedvogels in het Grevelingenmeer seizoen 1977. Staatsbosbeheer, dienstvak Landschapsbouw, Goes/Bommenede.

Wight, H.J. 1979. De vogels van de vloeivelden bij Hoogkerk. *Grauwe Gors* 7: 7-13.

Winkelman, J.E. & J.B. Buker 1985. Het onderzoek aan weidevogels in Waterland 1984. DBL/RIN.

Woets, D. 1972. Vogels van het Zwanenwater. *Zaandijk*.

Zande, W. van der & S. Dirksen 1983. Griend, vogels en bewaking, broedseizoen 1983. Staatsbosbeheer.

Zomerdijk, P.J., C. van Orden, K. Zwart, W. Verkerk, B. Muusers, H.E. Fabritius & C. de Vries 1971. Broedvogels van Noord-Holland Noord. *Zaandijk*.

Zwart, F. 1985. De broedvogels van Terschelling. Van Gorcum, Assen.

Tabel 1. Verspreiding, aantallen en trend van de Visdief in Europa (Muselet 1982, Thomas 1982, Evans 1984, Cramp 1985, Fasola 1986, Bruderer & Schmid 1988, Viksne 1989, De Vries 1990, Hilden 1990, Il'icev & Zubakin 1990, Tomialojc 1990, Lloyd et al. 1991; Oostzee en België is een schatting van P.L. Meininger).

| Land | Aantal broedparen | Jaar | Trend |
|-------------------------------------|----------------------|------------|-------|
| Noordwest-Europa: | | | |
| Noorwegen | 13000 | 1970 | - |
| Zweden | 22000 | . | o? |
| Finland | 5000 | . | - |
| Oostzee | > 1000? | . | . |
| Estland | 5000 | 1973-1977 | ? |
| Letland | 1500-2000 | 1980-1984 | o |
| Litouwen | . | . | . |
| Polen | 4000 | ca.1985 | + |
| Denemarken | 600-900 | 1980-1989 | - |
| Oost Duitsland | 2600 | . | - |
| West Duitsland | > 8000 | 1988 | + |
| Engeland | 12900 | 1985-1987 | o |
| Ierland | 4000 | 1985-1987 | - |
| Nederland | > 10000 | 1978 | + |
| België | 800-900 | . | . |
| Frankrijk | 4000 | . | - |
| Portugal | . | . | . |
| Midden-Europa: | | | |
| Tjechoslowakije | ? | . | - |
| Oostenrijk | 170 | 1980 | . |
| Hongarije | > 200 | jaren 1970 | . |
| Zwitserland | 220 | 1987 | o |
| Wit-Rusland | 18000 | jaren 1970 | ? |
| Middellandse Zee/Zwarte Zee: | | | |
| Spanje | 2500-3000 | . | - |
| Italië | 4600-4800 | 1983-1984 | o |
| Joegoslavië | 100-1000 | . | . |
| Griekenland | 1100 | ca.1980 | - |
| Roemenië | 100-200 | - | . |
| Oekraïne, Zwarte Zee | 25000-30000 | jaren 1970 | ? |

Tabel 2. Vergelijking van de legselgrootte op verschillende plaatsen in 1976-1991.

| Jaar | Locatie ¹ | | | | | | | |
|------|----------------------|------|------|------|------|------|------|-----|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
| 1976 | | 2,68 | 2,46 | | | | | |
| 1977 | | 1,50 | | | | | | |
| 1978 | | | | | | | | |
| 1979 | 2,1 | 2,00 | | | | | | |
| 1980 | | 2,37 | | | | | | |
| 1981 | | | | | | | | 2,9 |
| 1982 | | | | | | | | 2,6 |
| 1983 | | | 2,90 | | | | | 2,5 |
| 1984 | | | | | | | | 2,8 |
| 1985 | | | 2,05 | | | | | 2,9 |
| 1986 | | | | | | | | 2,6 |
| 1987 | | | | | | | | 2,6 |
| 1988 | | | | 2,67 | 2,46 | 2,30 | 2,24 | |
| 1989 | | | | | | | | |
| 1990 | | | | | | | | |
| 1991 | 2,4 | | | | | | | |

¹1 = Griend, Nederland (Griendverslagen), 2 = Log Creek, New Jersey USA (Burger & Gochfeld 1991), 3 = Egg, New Jersey USA (Burger & Gochfeld 1991), 4 = Philipsdam, Nederland (Geelhoed 1988), 5 = Noordland, Nederland (Geelhoed 1988), 6 = Markiezaat, Nederland (Geelhoed 1988), 7 = Roggenplaat, Nederland (Geelhoed 1988), 8 = Minsener Oldeoog, Duitsland (Becker 1991).

Tabel 3. Vergelijking van het broedsucces (aantal vliegvlugge jongen per nest) in 1980-1991 op verschillende plaatsen. De waarden in Engeland zijn gemiddelden van enkele kolonies en behoeven dus niet de werkelijke veranderingen in de verschillende jaren weer te geven. Getallen tussen haakjes geven het aantal kolonies aan.

| Jaar | Locatie ¹ | | | | | | | |
|------|----------------------|------|------|------|------|------|---------|---------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
| 1980 | | | 1,5 | | 0,94 | 1,04 | | |
| 1981 | 0,2 | 0,65 | 0 | 0,46 | 1 | 0,33 | | |
| 1982 | 0,47 | 0,17 | 1,1 | 0,96 | 0,09 | 0,71 | | |
| 1983 | | 0,0 | 0,1 | 1,5 | | | | |
| 1984 | 0,71 | 0,0 | 0,2 | 0,08 | | | | |
| 1985 | 0,1 | | 0,6 | 0,7 | | | | |
| 1986 | 0,55 | | | 1,6 | | | 0,62(4) | 0,69(4) |
| 1987 | 0,21 | | | 0,03 | | | 1,16(3) | 0,59(4) |
| 1988 | 0,54 | | | | | | 1,04(3) | 0,30(3) |
| 1989 | 0,35 | | | | | | 0,99(2) | 0,38(3) |
| 1990 | 0,25 | | | | | | 0,13(5) | 0,69(7) |
| 1991 | 0,13 | | | | | | | |
| Gem. | 0,35 | 0,21 | 0,58 | 0,76 | 0,68 | 0,69 | 0,79 | 0,53 |

¹1 = Griend, Nederland (Griendverslagen), 2 = Engelsmanplaat, Nederland (Veen & Faber 1989), 3 = Augustgroden, Duitsland (Becker 1991), 4 = Minsener Oldeoog, Duitsland (Becker 1991), 5 = Obes Thoro, New Jersey, USA (Erwin & Smith 1985), 6 = noord Mentomkin, Virginia-Maryland, USA (Erwin & Smith 1985), 7 = Zuidoost-Engeland (Walsh *et al.* 1991), 8 = Oost-Engeland (Walsh *et al.* 1991).

Tabel 4. Procentuele voedselsamenstelling (gebaseerd op prooiaantallen) van visdiefkuikens op verschillende plaatsen in Europa en in verschillende jaren.

| Voedseltype | Kolonie ¹ | | | | | | |
|-----------------|----------------------|----|------|------|------|------|------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
| Haring of sprot | 52 | 65 | | | 48,2 | 63,3 | |
| Zandspiering | | | 39,0 | 17,6 | 5,4 | 13,5 | |
| Platvis | 7 | 6 | 23,2 | 33,3 | 2,7 | 0,3 | |
| Kreeft-achtigen | 32 | | 24,4 | 23,5 | 0,9 | 0 | 1,0 |
| Stekelbaars | | | 1,2 | 7,2 | 1,8 | 1,6 | 54,6 |
| Overig | 9 | 29 | 12,2 | 18,4 | 41 | 21,3 | 44,4 |

¹1 = Griend (Nederland), 1989-1990 (Stienen & Van Tienen 1991), 2 = Engelsmanplaat (Nederland), 1975 (Mes & Schuckard 1976), 3 = Wangerooge (Duitsland), 1963 (Boecker 1967), 4 = Wangerooge (Duitsland), 1964 (Boecker 1967), 5 = Minsener Oldeoog (Duitsland), 1985 (Frank 1992), 6 = Minsener Oldeoog (Duitsland), 1986 (Frank 1992), 7 = Zuid-Finland, 1968-1970 (Lemmetyinen 1976).

Tabel 5. Gemiddelde mortaliteit (%) per leeftijdsklasse.

| Leeftijd (jaren) | Gebieden ¹ | | | | | |
|---------------------|-----------------------|------|------|-------|--------|------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| 0-1 | | | | | | |
| 1-2 | | | | | | |
| 2-3 | 10,3 | | | | | |
| 3-4 | 18,8 | | | | | 8,3 |
| 4-5 | 26,1 | | 25 | | | 10,1 |
| 5-6 | 16,7 | | 19,3 | | | 10 |
| 6-7 | 10,0 | | 26,3 | | | 7,1 |
| 7-8 | 19,4 | | 27,3 | | | |
| 8-9 | 34,5 | | 32,4 | | | |
| 9-10 | 26,3 | | 35,3 | | | |
| 10-11 | | | 22,2 | | | |
| 11-12 | | | 15,3 | | | |
| 12-13 | | | 24,9 | | | |
| 13-14 | | | 28,3 | | | |
| 14-15 | | | 15,5 | | | |
| 15-16 | | | 34,7 | | | |
| 16-17 | | | 24,3 | | | |
| 17-18 | | | 22,7 | | | |
| 18-19 | | | 45,6 | | | |
| 20-21 | | | 54,4 | | | |
| 21-22 | | | 88,5 | | | |
| 22-23 | | | 100 | | | |
| Gem. | 19 | 17,2 | 25 | 13-21 | 7,5-11 | 8 |

¹1 = West-Duitsland (Großkopf 1964), 2 = Cape Cod, USA (Austin 1949), 3 = Cape Cod, USA (Austin & Austin 1956), 4 = Cape Cod, USA (Nisbet 1978), 5 = Cape Cod, USA (Nisbet 1978; gecorrigeerde waarde van Austin & Austin 1956), 6 = Great Gull Island, USA (DiCostanzo 1980).

Tabel 6. Berekening van de jaarlijkse immigratie van visdieven op Griend in de periode 1981-1991 op grond van veld- en literatuurgegevens (Austin 1949, Austin & Austin 1956, Großkopf 1964, Nisbet 1978, Dicostanzo 1980).

| | | |
|--------------------------------------|------------|------------|
| Gemiddeld broedsucces | 0,35 | 0,35 |
| Overlevingskans van jongen | 6-14,3% | 38% |
| Jaarlijkse rekrutering | 0,7-1,6% | 4,4% |
| Jaarlijkse populatiegroei | 11% | 11% |
| Jaarlijkse mortaliteit adulte vogels | 7,5-25% | 7,5-25% |
| Immigratie | 16,9-35,3% | 14,1-31,6% |

Tabel 7. Residugehalten (ppm versgewicht) in de lever van in 1965 dood in het Waddengebied aangetroffen visdieven (Koeman 1971).

| Datum | Weefsel | Telodrin | Dieldrin | Endrin | DDE | DTE ¹ |
|-----------|---------|----------|----------|--------|------|------------------|
| 26/6/1969 | lever | 0,58 | 2,9 | 0,27 | 0,68 | 8,7 |
| 21/7/1965 | lever | 0,60 | 3,7 | - | 3,1 | 9,7 |

¹ = dieldrin toxiciteits equivalent (10 x telodrin + dieldrin).

Tabel 8. Gemiddelde gehalten (in ppm versgewicht) aan chloorkoolwaterstoffen in visdiefieren afkomstig uit de Duitse Waddenzee (Minsener Oldeog), 1965-1986 (Becker 1991).

| Jaar | N | Telodrin | Dieldrin | Endrin | p,p'-DDE | Bron ¹ |
|------|----|----------|----------|--------|----------|-------------------|
| 1965 | 14 | 0,08 | 0,70 | 0,54 | 0,54 | 1 |
| 1966 | 6 | 0,06 | 0,29 | 0,08 | 0,44 | 2 |
| 1968 | 8 | | 0,58 | 0,07 | 0,32 | 3 |
| 1981 | 10 | | 0,017 | n.d. | 0,106 | 4 |
| 1986 | 10 | | 0,017 | n.d. | 0,118 | 5 |

¹1 = Koeman *et al.* (1967a), 2 = Blaszyk (1972), 3 = Becker *et al.* (1985a), 4 = Becker *et al.* (1988); n.d. = niet meetbaar.

Tabel 9. Gemeten gehalten (in ppm versgewicht) aan enkele zware metalen en PCB's in de lever en nier van een adulte en een juveniele visdief dood gevonden langs de Westerschelde (Eys 1990).

| Leeftijd | Lood lever | Cadmium lever | Cadmium nier | Kwik lever | Zink lever | Koper lever | PCB lever |
|----------|---------------|------------------|-----------------|---------------|---------------|----------------|--------------|
| Adult | < 0,15 | 2,67 | 15,5 | 0,75 | 24,2 | 4,16 | 1,15 |
| Juveniel | | | | 0,16 | 25,9 | 3,59 | 0,2 |

Tabel 10. Gemeten gehalten (in ppm versgewicht) aan enkele zware metalen en PCB's in visdief-eieren (N = 9) afkomstig uit het Westerscheldegebied (Eys 1990).

| Cadmium ¹ | Kwik | Zink | Koper | PCB |
|----------------------|-----------|-------------|-----------|-----------|
| 0,43 | 0,14-0,46 | 13,66-17,41 | 0,49-2,13 | 1,08-4,71 |

¹Cadmium is slechts in twee van de negen eieren aangetroffen.

Tabel 11. Gemeten gehalten van PCB-118 (in ppm versgewicht) in eieren van de visdief afkomstig uit het Deltagebied (Dirksen & Boudewijn 1990).

| Plaats | PCB-118 | N |
|------------|-----------|----|
| Philipsdam | 0,14-0,18 | 9 |
| Saeftinghe | 0,10-0,72 | 12 |

